

**MODELADO DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS PARA LA REMOCIÓN
DE MATERIA ORGÁNICA, DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES SALITRE, MEDIANTE EL USO DEL SOFTWARE LYNX ASM1**

NATALIA MANCILLA DUARTE CÓDIGO 507269
KEVIN LEONARDO MOLINA RODRÍGUEZ CÓDIGO 507256

**UNIVERSIDAD CATÓLICA DE COLOMBIA
FACULTAD DE INGENIERÍA
PROGRAMA DE INGENIERÍA CIVIL
BOGOTÁ D.C.
2021**

**MODELADO DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS PARA LA REMOCIÓN
DE MATERIA ORGÁNICA, DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES SALITRE, MEDIANTE EL USO DEL SOFTWARE LYNX ASM1**

Presentado por:

NATALIA MANCILLA DUARTE CÓDIGO 507269
KEVIN LEONARDO MOLINA RODRÍGUEZ CÓDIGO 507256

Trabajo De Investigación

Docente asesor

Ing. Felipe Santamaría

**UNIVERSIDAD CATÓLICA DE COLOMBIA
FACULTAD DE INGENIERÍA
PROGRAMA DE INGENIERÍA CIVIL
BOGOTÁ D.C.
2021**



Atribución-NoComercial 4.0 Internacional (CC BY-NC 4.0)

This is a human-readable summary of (and not a substitute for) the [license](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/deed.es). [Advertencia](#).

Usted es libre de:

Compartir — copiar y redistribuir el material en cualquier medio o formato

Adaptar — remezclar, transformar y construir a partir del material

La licenciante no puede revocar estas libertades en tanto usted siga los términos de la licencia

Bajo los siguientes términos:



Atribución — Usted debe dar [crédito de manera adecuada](#), brindar un enlace a la licencia, e [indicar si se han realizado cambios](#). Puede hacerlo en cualquier forma razonable, pero no de forma tal que sugiera que usted o su uso tienen el apoyo de la licenciante.



NoComercial — Usted no puede hacer uso del material con [propósitos comerciales](#).

No hay restricciones adicionales — No puede aplicar términos legales ni [medidas tecnológicas que restrinjan legalmente a otras a hacer cualquier uso permitido por la licencia](#).

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/deed.es>

NOTA DE ACEPTACIÓN

Firma del Presidente del Jurado

Firma del Jurado

Firma del Jurado

Bogotá D.C., 18 mayo de 2021

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a mi madre, quien ha realizado muchos sacrificios en su vida para hacer de mí una mujer integra. A mi novio Giovany, por su paciencia y apoyo incondicional. A mi prima Alejandra por su cariño y cuidados. Por último, a Kevin Molina y a los amigos que en los últimos años, la vida universitaria y laboral me ha permitido encontrar.

Natalia Mancilla Duarte

Dedico en primera instancia este proyecto de grado a Dios. A mis padres y hermano que estuvieron a mi lado permanentemente apoyándome, a mi compañera de proyecto Natalia Mancilla, ya que sin su gran apoyo, persistencia y espíritu alentador no se había logrado las metas y objetivos propuestos.

Kevin Leonardo Molina

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, agradecemos a Dios, por brindarnos la oportunidad de encontrarnos en el camino formativo de esta profesión.

Agradecemos a nuestro tutor Felipe Santamaría Álzate, por su tiempo y disposición para brindarnos su conocimiento de la mejor manera.

Agradecemos a Abel Eduardo, por su apoyo y consejos para ir más allá de la teoría y conocer en la práctica el proceso de tratamiento de aguas residuales.

Agradecemos a Giovanni, por su constante apoyo y guía.

Agradecemos a la Universidad Católica de Colombia por todos los docentes y espacios que contribuyeron a nuestra formación.

Por último, a todos aquellos que no han sido mencionados, pero que sin lugar alguno aportaron a la realización de este proyecto y a nuestra formación.

TABLA DE CONTENIDO

Pág.

1. INTRODUCCIÓN	12
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	13
3. ANTECEDENTES.....	15
4. JUSTIFICACIÓN	18
5. ESTADO DEL ARTE	19
6. OBJETIVOS	27
6.1 OBJETIVO GENERAL	27
6.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	27
7. ALCANCES Y LIMITACIONES	28
8. MARCO DE REFERENCIA	29
8.1 MARCO CONCEPTUAL.....	29
8.2 MARCO TEÓRICO.....	30
8.2.1 Proceso biológico (aerobio)	30
8.2.2 Variables físico - químicas para la remoción de materia orgánica	32
8.2.3 Sistema convencional de lodos activados	33
8.2.4 Modelación dinámica de sistemas de lodos activados	41
8.2.5 Software para simulación del proceso de lodos activados.....	46
9. METODOLOGÍA.....	47
10. RECOPIACIÓN DE DATOS	49
10.1 PTAR SALITRE FASE I Y FASE II.....	49
10.2 DESCRIPCIÓN DE LAS ESTRUCTURAS Y DATOS FÍSICO-QUÍMICOS	51
10.2.1 Afluente.....	52
10.2.2 Clarificación primaria	52
10.2.3 Tanques de aireación	54
10.2.4 Clarificadores secundarios.....	55
10.2.5 Estaciones de bombeo RAS/WAS	57
11. CALIBRACIÓN DEL SOFTWARE PARA EL MODELAMIENTO DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS	58

11.1 CONFIGURACIÓN EN EL SOFTWARE LYNX ASM1	58
11.1.1 Tren de tratamiento.....	58
11.1.2 Fraccionamiento de DQO	58
11.1.3 Parámetros estequiométricos	59
11.1.4 Corrección por temperatura	61
11.1.5 Concentración de saturación	62
11.1.6 Ingreso de datos en el software Lynx ASM1	63
12. ANÁLISIS DE RESULTADOS DE LOS ESCENARIOS DE MODELACIÓN ..	74
12.1 Escenario 1	74
12.2 Escenario 2	83
12.3 Resumen de resultados.....	90
13. CONCLUSIONES	91
14. RECOMENDACIONES.....	92
15. BIBLIOGRAFÍA	93

LISTA DE TABLAS

Tabla 1 Resumen Estado del arte.....	20
Tabla 2 Parámetros físico – químicos del afluente	52
Tabla 3 Parámetros físico – químicos salida decantación primaria	53
Tabla 4 Estructura de los tanques de aireación	54
Tabla 5 Parámetros físico - químicos Tanques biológicos.....	55
Tabla 6 Estructura de los decantadores secundarios	56
Tabla 7 Parámetros físico - químicos salida decantadores secundarios - Efluente	57
Tabla 8 Fraccionamiento DQO PTAR PTN Toluca	59
Tabla 9 Fraccionamiento DQO PTAR Salitre.....	59
Tabla 10 Matriz estequiométrica para eliminación de materia orgánica del ASM1	60
Tabla 11 Valores cinéticos a corregir a temperatura de 15°C.....	62
Tabla 12 Valores cinéticos a 15°C	62
Tabla 13 Corrección concentración de saturación	63
Tabla 14 Escenarios de modelación	74
Tabla 15 Resumen datos Escenario 1	74
Tabla 16 Concentración DQO en afluente y efluente Escenario 1	75
Tabla 17 Concentración SST Afluente y efluente Escenario 1	76
Tabla 18 Resumen datos Escenario 2	83
Tabla 19 Concentración DQO en afluente y efluente Escenario 2	84
Tabla 20 Concentración SST Afluente y efluente Escenario 2	84
Tabla 21 Comparación de parámetros de remoción escenarios vs valores reales en afluente y efluente.....	90
Tabla 22 Comparación de parámetros de remoción escenarios vs valores contrato en afluente y efluente.....	90

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Ubicación cuenca Salitre - Río Bogotá (Programa de saneamiento del Río Bogotá)	16
Figura 2 Ubicación de la PTAR Salitre.....	16
Figura 3 Proceso aerobio.....	30
Figura 4 Catabolismo.....	31
Figura 5 Anabolismo	31
Figura 6 Autólisis	31
Figura 7 Diagrama esquemático del proceso de lodos activados	34
Figura 8 Crecimiento microbiano	34
Figura 9 Esquema de Sistema convencional con aireación por mezcla completa.	39
Figura 10 Esquema de presentación de modelos.....	42
Figura 11 Matriz estequiométrica presentada por la IWA para la modelación del proceso de lodos activados	44
Figura 12 Fracciones del DQO en lodos activados.....	45
Figura 13 PTAR Fase I - Esquema de tratamiento	49
Figura 14 PTAR Fase II - Esquema de tratamiento	50
Figura 15 PTAR Salitre - Lotes de proceso	51
Figura 16 Decantadores primarios (Fase II)	53
Figura 17 Tanques de aireación (Fase II)	55
Figura 18 Decantadores secundarios (Fase II)	56
Figura 19 Valores de parámetros cinéticos y estequiométricos empleados en el Lynx ASM1	61
Figura 20 Bloques de operación Lynx ASM1	63
Figura 21 Bloque operacional "Introducción de parámetros ASM1	64
Figura 22 Caracterización de afluente ASM1	65
Figura 23 Caracterización afluente Escenario 1	66
Figura 24 Caracterización afluente Escenario 2	66
Figura 25 Definición de líneas de reactores y distribución de caudal para Escenario 1	67
Figura 26 Definición de líneas de reactores y distribución de caudal para Escenario 2.....	67
Figura 27 Zonas de reacción Escenario 1	68
Figura 28 Zonas de reacción Escenario 2	68
Figura 29 Enlaces Escenario 1	69
Figura 30 Enlaces Escenario 2	69
Figura 31 Recirculación externa + purga Escenario 1	70
Figura 32 Recirculación externa + purga Escenario 2	70
Figura 33 Configuración PTAR Escenario 1	71
Figura 34 Configuración PTAR Escenario 2	71
Figura 35 Esquema Escenario 1	72
Figura 36 Esquema Escenario 2.....	73
Figura 37 Resultados Escenario 1	75

Figura 38 SSLM en los reactores biológicos.....	77
Figura 39 Oxígeno disuelto S_o efluente Escenario 1	78
Figura 40 Sustrato soluble biodegradable (SS) efluente Escenario 1	79
Figura 41 Biomasa heterótrofa (XBH) efluente Escenario 1	80
Figura 42 Sustrato particulado lentamente biodegradable (XS) efluente Escenario 1	81
Figura 43 Sustrato particulado inerte (X_i) zona 1 y 2 Escenario 1	82
Figura 44 Sustrato particulado inerte (X_i) efluente Escenario 1	82
Figura 45 Resultados Escenario 2	83
Figura 46 SSLM en reactor biológico Escenario 2	85
Figura 47 Oxígeno disuelto S_o efluente Escenario 2	86
Figura 48 Sustrato soluble biodegradable (SS) efluente Escenario 2	87
Figura 49 Biomasa heterótrofa (XBH) efluente Escenario 2	88
Figura 50 Sustrato particulado lentamente biodegradable (XS) efluente Escenario 2	88
Figura 51 Sustrato particulado inerte (X_i) zona 1 y 2 Escenario 2	89

1. INTRODUCCIÓN

El tratamiento adecuado de aguas residuales es indispensable para avanzar en la reducción del riesgo de enfermedades y en la mejora de la calidad de vida de una población (CAF 2016), de igual manera promueve el progreso de un país en ámbitos sociales, económicos y ambientales. Sin embargo, la falta de saneamiento resulta una amenaza para el suministro de agua potable, solo el 20% de las aguas residuales domésticas e industriales de América Latina reciben algún tratamiento antes de ser vertidas nuevamente a ríos, lagos o algún cuerpo de agua en específico (Banco Interamericano de Desarrollo 2020). Existen múltiples factores como el aumento de la población, cambio climático, mal uso de recursos hídricos que aportan a la complejidad de un tratamiento de aguas residuales óptimo y rentable (Organización Mundial de la Salud 2019).

En Colombia se ha dado prioridad al proceso de potabilización del agua, dejando de lado el tratamiento de esta luego de su uso (Vanegas Loaiza 2018), por lo tanto la infraestructura actual de varias de las Plantas de Tratamiento de Agua Residual (PTAR) en el país, requieren la implementación de ampliaciones y mejoras de sus procesos, en particular del tratamiento biológico, para poder cumplir su propósito de dar tratamiento a las aguas residuales antes de ser vertidas de forma óptima.

La importancia de los procesos biológicos en las PTAR, han permitido que estos resulten llamativos en el ámbito investigativo, en donde la necesidad de conocer de manera profunda su desarrollo y las posibles formas de optimización han promovido la implementación de recursos, como lo son los modelos matemáticos aplicados en software de simulación. Los lodos activados, son una alternativa para el tratamiento secundario de las aguas residuales, que en los últimos años se ha venido estudiando mediante la modelación y simulación por medio de softwares tales como el Lynx ASM1, el cual basado en un modelo ASM de la IWA (Asociación Internacional del Agua), brinda herramientas que permiten recrear o diseñar el funcionamiento del proceso de lodos activados de una PTAR.

Considerando lo anterior, se desarrolla la modelación del proceso por lodos activados para la remoción de materia orgánica, de la PTAR Salitre, mediante el uso del software Lynx ASM 1. Esta modelación se presenta bajo diferentes escenarios de funcionamiento, con el fin de establecer el comportamiento de las variables que intervienen y que dan lugar a mejorar la eficiencia del proceso.

El presente documento, inicia abarcando el planteamiento del problema, antecedentes, justificación, objetivos, alcance y limitaciones del trabajo de investigación, seguido del marco de referencia. Luego se recopila la información secundaria y la configuración del modelo, por último, se analizan los resultados obtenidos para los diferentes escenarios de modelación.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El agua es un recurso natural e indispensable para el desarrollo de la vida (Viessman. JR et al. 2009), pero en la actualidad se encuentra en estado crítico por causa del desarrollo urbano, el aumento de la población y su uso desmedido (Acueducto 2019). Dentro de las diversas problemáticas que giran en torno a este recurso vital, se encuentra la disposición de las aguas resultantes del uso doméstico e industrial en cuerpos hídricos sin un tratamiento previo.

En consecuencia, estas fuentes han comenzado a perder su capacidad natural para poder neutralizar la carga contaminante que componen las aguas vertidas, generando un desequilibrio dentro de estos ecosistemas y afectando de forma directa la fauna y flora. Adicionalmente, no es posible utilizar el agua de estas fuentes hídricas en tareas de abastecimiento, como fuente de energía o medio de transporte (Rodríguez Pimentel 2017).

Considerando lo anterior, desde hace varios años se ha venido dando mayor importancia a las acciones para mitigar los impactos generados por esta problemática. La ONU (Organización de las Naciones Unidas) ha establecido dentro de los Objetivos de desarrollo sostenible, un punto dedicado a garantizar la disponibilidad del recurso hídrico, su gestión sostenible y el saneamiento básico a través de infraestructura, pues alrededor del 80% de las aguas resultantes de las actividades humanas en el mundo se vierten en ríos o mares sin un tratamiento adecuado (ONU 2020). En Colombia, en la búsqueda de mitigar el impacto ambiental por las aguas residuales, se han iniciado las medidas para incrementar la cobertura de los sistemas e infraestructura para el saneamiento, pero el porcentaje tratado no supera el 41% para el año 2018 (DNP 2019). Las PTAR, se convierten entonces, en una herramienta esencial para contribuir a la mitigación de esta problemática, permitiendo que las características del agua vertida luego del tratamiento cumplan con criterios permitidos por la normatividad vigente.

En la actualidad se busca que las plantas de tratamiento de agua residual sean diseñadas y operadas, para cumplir con los criterios de vertimiento con un costo bajo (Vilanova, Santín y Pedret 2017).

Dentro de las PTAR, el tratamiento por lodos activados es ampliamente usado en el mundo, considerando que este proceso permite la remoción de materia orgánica del agua bruta doméstica y de acuerdo con el diseño también puede remover nitrógeno y fósforo (Gernaey et al. 2004). Sin embargo, para que este proceso funcione de forma eficiente, es necesario que exista una calibración entre las diferentes variables que lo componen y que permitan que el tratamiento cumpla con los requisitos para el vertimiento (Vitanza et al. 2016).

El análisis y seguimiento del proceso por lodos activados es posible llevarlo a cabo a través de la adopción de un modelo simulado, que se convierte en una herramienta útil para la identificación, cuantificación y predicción de la eficiencia del proceso bajo diferentes escenarios o cambios en la operación (Ruiz 2014). La anterior es una aplicación ideal para el control y seguimiento de las nuevas instalaciones de la PTAR Salitre.

Esta PTAR en su Fase I, fue diseñada para tratar un caudal de $4 \text{ m}^3/\text{s}$, de aguas provenientes del canal El Salitre. Sin embargo, acorde con el aumento de la densidad poblacional, la urbanización en la ciudad y como contribución a la recuperación del Río Bogotá, ha incrementado la necesidad de optimizar los procesos que se emplean en la planta para poder dar tratamiento a los nuevos volúmenes generados de forma eficiente. Es así como la ampliación de la PTAR Salitre Fase II, tratará un caudal promedio de $7 \text{ m}^3/\text{s}$, implementado un tratamiento secundario por lodos activados (PTAR SALITRE 2021). Por lo anterior surge la necesidad de establecer un modelo simulado de las condiciones de funcionamiento actuales de la planta y la posibilidad de proponer escenarios que contribuyan a la eficiencia de su operación.

Pregunta problema: ¿Cómo es el comportamiento cinético en el proceso de tratamiento de lodos activados de la PTAR El Salitre Fase II, mediante la recreación de simulación utilizando el software libre Lynx ASM1?

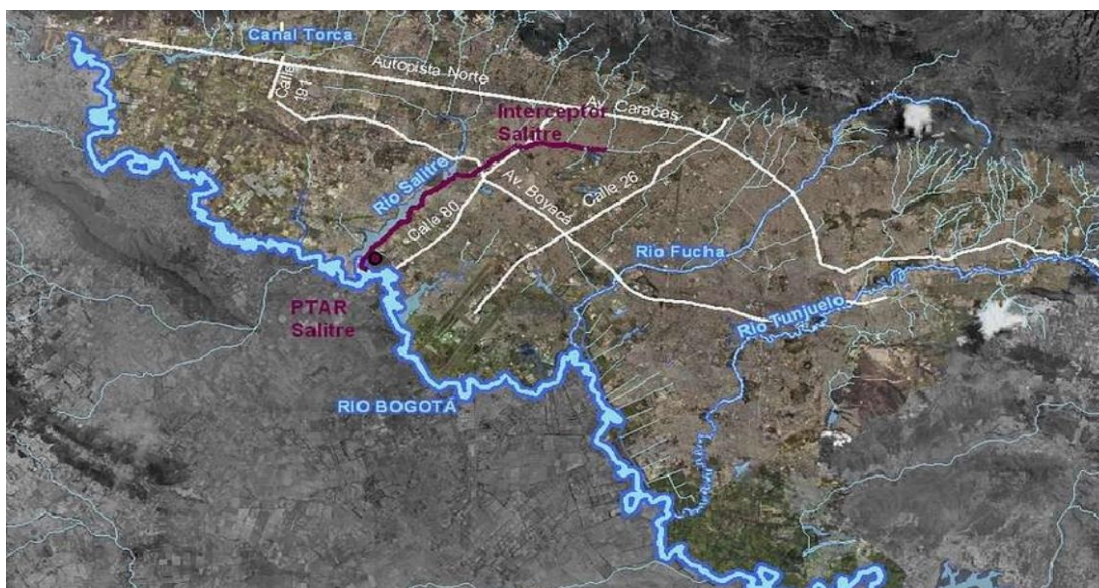
3. ANTECEDENTES

El uso de modelos para la calibración del proceso de lodos activados ha tenido sus inicios en la década de los 80, en donde se estableció el primer modelo ASM1 (Activate Sludge Model), que se convirtió en punto de referencia para que posteriormente con la evolución de la tecnología y especialmente de los equipos de cómputo, se desarrollaran modelos con mayor capacidad de procesamiento (Ruiz 2014). La IWA (Asociación Internacional del Agua), establece la base del modelo de lodos activados ASM1, que es empleado en diferentes softwares como GSP-X, BIO-WIN, WEST o LYNX ASM1 (Gernaey et al. 2004). El ASM1, se caracteriza por establecer la relación de los diferentes componentes para la eliminación de la materia orgánica. Posteriormente se realizó la inclusión del ASM2 y ASM3, que hacen referencia a la remoción de fósforo y nitrógeno (Espinosa-Rodríguez y Fall 2015).

La implementación de estos modelos simulados, en la actualidad está cobrando mayor relevancia, debido a la necesidad de mejorar los procesos del tratamiento biológico, considerando las bondades de este método para la remoción de materia orgánica y teniendo en cuenta el incremento de las aguas a tratar (Vilanova, Santín y Pedret 2017)

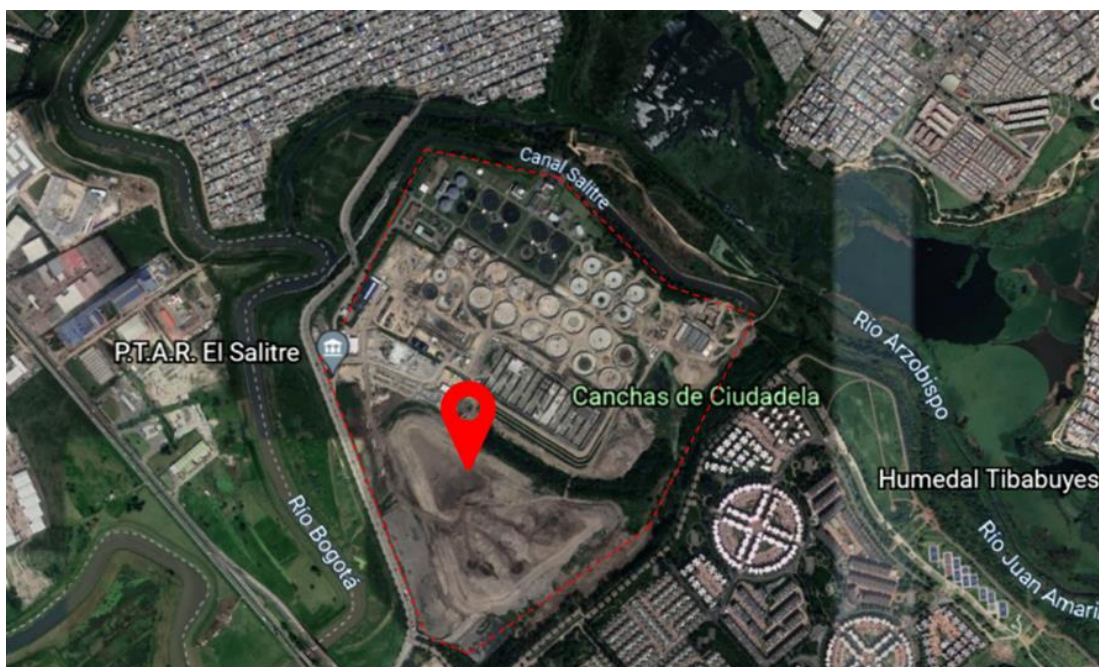
La PTAR Salitre se encuentra ubicada en el noroccidente de Bogotá, entre las localidades de Suba y Engativá, esta planta ha sido diseñada para tratar las aguas residuales domésticas generadas en el norte de la ciudad. En el canal El Salitre, se captan las aguas provenientes de esta zona y son conducidas hasta la PTAR Salitre. En la Figura 1, se ubica la cuenca del Río Salitre, junto con la cuenca del Río Fucha y Tunjuelito, las cuales desembocan en el Río Bogotá. En la Figura 2, se encuentra la ubicación de la PTAR Salitre.

Figura 1 Ubicación cuenca Salitre - Río Bogotá (Programa de saneamiento del Río Bogotá)



Fuente: (EAAB-ESP 2021)

Figura 2 Ubicación de la PTAR Salitre



Fuente: Google Maps

La PTAR Salitre Fase I, inició su operación en el año 2000, aplicando un tratamiento primario químicamente asistido, con el cual se han logrado remociones del 40% de materia orgánica y 60% de sólidos suspendidos totales (EAAB-ESP 2021).

La PTAR Salitre Fase II, cuenta con los procesos de Pretratamiento, tratamiento primario y tratamiento secundario, el cual corresponde al tipo lodos activados. El tratamiento secundario comprende el edificio de sopladores, los tanques de aireación, las Estaciones de RAS/WAS y los tanques de clarificación secundaria, seguido del proceso de desinfección y salida del agua tratada.

Dentro de la Fase II, también se contempla el tratamiento de los lodos generados en cada una de las etapas del tratamiento del agua residual. Por lo anterior, se implementan procesos de digestión y recuperación de energía a partir de la producción de lodos generados.

4. JUSTIFICACIÓN

La modelación de las PTAR se ha convertido en una herramienta versátil que permite la optimización, control y operación de los diversos procesos que ocurren dentro del tratamiento (Gernaey et al. 2004). La modelación en software de los procesos, permite comprobar la operación bajo diferentes escenarios, tarea que si se realiza de forma real puede ser riesgosa ya que es posible que se dé como resultado la pérdida de control del proceso, por otro lado, el tiempo de respuesta de los ajustes puede tomar varios días o incluso semanas (Delgado Castellano y Sánchez Sandoval 2016).

Adicionalmente, el tratamiento biológico por lodos activados es ampliamente usado en el mundo (Wu et al. 2016) y la aireación que compone este proceso demanda entre el 45% y 75% de gasto energético para su operación (Roohian y Mehranbod 2017). Por lo anterior la implementación de un modelo de funcionamiento en particular del proceso de lodos activados dentro de una PTAR, permite:

- Establecer los parámetros óptimos de los coeficientes de operación.
- Comprender y resolver problemas que se pueden llegar a presentar durante operación.
- Evaluar alternativas para una posible ampliación o ajustes para las necesidades que presenta la planta con incrementos del volumen de agua a tratar.

Considerando el proceso de ampliación que se presenta en la PTAR Salitre, contar con un modelo simulado del tratamiento secundario por lodos activados permite analizar los parámetros en diferentes escenarios de operación, procurando mejorar la eficiencia del tratamiento.

5. ESTADO DEL ARTE

En la literatura, es posible encontrar diferentes investigaciones en torno a las PTAR, en forma más precisa a las condiciones óptimas de operación de los diferentes procesos que las conforman.

A continuación, en la Tabla 1, se resumen diferentes investigaciones consultadas con la temática general de la modelación de plantas de tratamiento de aguas residuales, empleando software que incluyen modelos ASM para comprobar la funcionalidad de los modelos, junto con la caracterización de los procesos.

Tabla 1 Resumen Estado del arte

Ítem	Autor	Categoría	Información/ Proceso	Descripción
1	(Belalcázar y Cervantes 2020)	Simulación física y química de la PTAR de Quito del proceso de lodos activados	Lodos activados, modelo ASM / Software GSP-X	Simulación de las entradas en el software GPS - X adquiridas mediante campañas de caracterización del afluente se logró emplear el programa Influent Advisor para determinar condiciones iniciales de la modelación de un biorreactor.
2	(Bohórquez Soler y Castañeda 2018)	Modelación física y química de la PTAR del municipio de Cogua.	Lodos activados, modelo ASM1 / Software Lynx ASM1	Toma de datos de la planta para realizar el posterior modelamiento del proceso. Se logra calibrar el funcionamiento de la planta, para posteriormente indicar vario escenarios de operación de la planta.
3	(Vilanova, Santín y Pedret 2017)	Revisión bibliográfica de la modelación de modelos ASM, para el control y operación de PTAR's	Entornos BSM, como parte del desarrollo de control y operación	Se destaca el control y operación de depuradoras, presentando desarrollo en los modelados de proceso de lodos activados, para el desarrollo en las actividades de control y operación.

Continuación de Tabla 1 Resumen Estado del arte

Ítem	Autor	Categoría	Información/ Proceso	Descripción
4	(Delgado Castellano y Sánchez Sandoval 2016)	Modelación de los procesos de la PTAR Salitre	Procesos primarios y secundarios, empleando software West	Mediante la comparación de parámetros modelados en la herramienta computacional WEST 2014, se pudo concluir que la variación de oxígeno disuelto no representa variaciones significativas sobre la calidad del agua efluente, por lo cual no es apropiado operar la PTAR SALITRE, a concentraciones de oxígeno disuelto altas, ya que esto incurre en sobre costos innecesarios.
5	(Espinosa-Rodríguez y Fall 2015)	Modelación de procesos para la optimización de producción de lodos activados.	Proceso secundario, tratamiento de lodos activados, análisis de RAS.	Uso de flujos de purgas de lodos para cerrar balances de masa totales. El ajuste en la purga de lodos en conjunto con el cierre del balance de materia durante la calibración del Modelo ASM1, es una opción viable para la optimización de la producción de lodos, remoción de materia orgánica y nitrógeno.
6	(Vallejo y Casas 2018)	Modelación para remoción de materia orgánica de la PTAR Universidad Militar sede Cajicá	Proceso primario, software ASM1	En la PTAR de la Universidad Militar Nueva Granada muestra inconsistencia de funcionamiento en la remoción de materia hablando en términos de DQO, debido al abultamiento de lodos en el proceso de decantación, permitiendo generar cambios de densidad evitando la sedimentación, permitiendo que gran cantidad de sólidos suspendidos no se decanten. Se plantearon tres escenarios de remoción de material orgánico por medio de modelaciones, en donde el 3

Continuación de Tabla 1 Resumen Estado del arte

Ítem	Autor	Categoría	Información/ Proceso	Descripción
				escenario se adecuo a una simulación acorde a los resultados esperados.
7	(Roohian y Mehranbod 2017)	Modelación del proceso de lodos activados con énfasis en los procesos químicos.	Lodos activados, software Matlab	Implementación del modelo ASM1, en el software Matlab, para modelar el funcionamiento de una planta de tratamiento de agua residual, enfocado en el tratamiento de lodos activados. Se realizó la modelación de dos escenarios considerando la sobre carga en el volumen de agua a tratar.
8	(Makinia 2010)	Revisión bibliográfica de los modelos ASM1, ASM2 y ASM3	Lodos activados procesos secundario y primario.	Historia del proceso de modelación del proceso de lodos activados a través de los diferentes principios para el tratamiento de aguas residuales. Resumen de los diferentes modelos incluidos aquellos que relacionan la eliminación materia orgánica, fósforo y nitrógeno.

Continuación de Tabla 1 Resumen Estado del arte

Ítem	Autor	Categoría	Información/ Proceso	Descripción
9	(Gernaey et al. 2004)	Revisión bibliográfica de modelos ASM y su implementación.	Lodos activados, derivados de procesos primarios y secundarios con el uso de software de caja negra.	Recopilación de los diferentes modelos empleados para la implementación de la modelación de plantas de tratamiento, considerando los beneficios de realizar estos modelos incluidos los procesos y variables para tener en cuenta para realizar este proceso.
10	(Vivekanandan y Rao 2017)	Modelación de coeficientes de funcionamiento, en plantas de tratamiento en Italia.	Coeficientes para la modelación del método de respirometría en el proceso de lodos activados.	Uso del modelo ASM 1, con mediciones de respirometría, para hallaras los coeficientes de funcionamiento del proceso de lodos activados. Los resultados indican que los valores de los parámetros de este estudio son útiles para el análisis del sistema (modelado, optimización y control) en el proceso de lodos activados
11	(Wu et al. 2016)	Simulación y optimización de alternativas empleando modelos ASM.	Lodos activados, métodos de tratamiento y calibración de diferentes escenarios.	Implementación del modelo ASM3, para la calibración de una planta de tratamiento de agua residual industrial a escala de laboratorio. Modelación exitosa para la eliminación de nitrógeno considerando el almacenamiento de biopolímeros

Continuación de Tabla 1 Resumen Estado del arte

Ítem	Autor	Categoría	Información/ Proceso	Descripción
12	(Revilla, Galán y Viguri 2018)	Simulación y optimización de una planta de tratamiento de lodo.	Modelación proceso de lodos activados en software Bio-Win y ACM.	Modelación de planta de tratamiento de aguas residuales empleando el software Bio-Win y el software de procesos químicos Aspen Custom Modeler, comparación de los resultados obtenidos, siendo los resultados de ACM más cercanos a la realidad.
13	(Vitanza et al. 2016)	Simulación de operaciones de una PTAR	Modelación y calibración del proceso de lodos activados, software Bio - Win	Implementación de varios protocolos para el modelamiento del proceso de lodos activados, tomando como punto de partida datos de operación de varias plantas de tratamiento, con lo que es posible realizar el ajuste y calibración del modelo implementado siendo similar los resultados del efluente a las condiciones reales de la planta de tratamiento simulada.
14	(Petersen et al. 2002)	Calibración de modelos para PTAR's municipales.	Modelación con ASM1, ASM2 Y ASM3	Desarrollo de modelos de dos plantas de tratamiento municipales, para establecer las variables requeridas para el desarrollo adecuado de la modelación, considerando la remoción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo.

Continuación de Tabla 1 Resumen Estado del arte

Ítem	Autor	Categoría	Información/ Proceso	Descripción
15	(Ruiz 2014)	Modelación y simulación de aguas residuales urbanas	Modelación con software WEST y MATHEMATICA	Modelación en los softwares West y Mathematica, para la calibración del proceso de biorreactores de membrana.

Dentro de estos procesos de tratamiento, se considera con gran relevancia el de tratamiento por lodos activados, que se desarrolla dentro de reactores biológicos y que tiene como objetivo la remoción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo del agua residual. Las investigaciones consultadas, destacan la necesidad de poder describir y conocer en detalle las relaciones físicas y químicas que se generan dentro de este proceso, con el propósito de procurar su eficiencia reduciendo la demanda energética que se requiere para su correcto funcionamiento.

La mejor alternativa para el desarrollo de estos análisis ha sido a través de la implementación de simulaciones, tanto del proceso químico como del comportamiento cinético de las partículas. En la literatura, es posible encontrar diferentes investigaciones desarrolladas involucrando diferentes escenarios de operación para este proceso, también la implementación y variación de características de los reactores o alternativas para la configuración de zonas aerobias y anaerobias dentro de este proceso.

El uso de software, que integren las características físicas y químicas dentro de un tiempo determinado, también se ha considerado dentro de la literatura. Sin embargo, en Colombia, la caracterización de estos procesos mediante modelos ASM para reactores biológicos es escasa, es así como considerando la necesidad y las actividades que se realizan a lo largo del país para la mejora e implementación de plantas de tratamiento de aguas residuales, se considera un aporte el contribuir con la caracterización y calibración de una planta de tratamiento con las condiciones actuales de operación en una zona como la ciudad de Bogotá en Colombia.

6. OBJETIVOS

6.1 OBJETIVO GENERAL

Representar mediante el software Lynx ASM, el modelo del funcionamiento del proceso de lodos activados de la Planta de tratamiento de aguas residuales Salitre.

6.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Recolectar información secundaria de calidad del agua a la entrada y salida de la PTAR Salitre, necesaria para la calibración y simulación.
- Simular el tratamiento de aguas residuales de la PTAR Salitre, mediante la calibración de sus coeficientes de reacción, para comprobar los datos del modelo con los datos reales de operación.
- Presentar el comportamiento del proceso de tratamiento de agua residual de la PTAR Salitre ante distintos escenarios de calidad, comprobando la eficacia del Software.

7. ALCANCES Y LIMITACIONES

En términos del objetivo general, las limitaciones que se tienen en consideración son las siguientes:

- La simulación del modelo es realizada en el software libre Lynx ASM1, el cual implementa una simulación matemática ASM1 con bases de modelos de código abierto.

En términos del primer objetivo específico la información requerida para la caracterización del agua de entrada y del efluente principalmente son los datos correspondientes a:

- DBO
- DQO
- SST (Sólidos suspendidos totales)
- Temperatura: con este parámetro se determinarán los valores de los componentes y procesos a implementar en la matriz estequiométrica.

En términos del segundo objetivo específico es necesario considerar que solo se realiza la simulación correspondiente al proceso biológico de la PTAR Salitre, para poder establecer la demanda de oxígeno y la producción de lodo para el caudal a tratar dentro de un tiempo determinado. Solo se considera la remoción de materia orgánica dentro de la simulación.

Por último, en términos del tercer objetivo específico, se consideran escenarios en el que varían la distribución de las estructuras que se encuentran en operación, el caudal a tratar, la cantidad y el tiempo de recirculación de lodos.

8. MARCO DE REFERENCIA

8.1 MARCO CONCEPTUAL

El tratamiento secundario se emplea para eliminar los residuos y sustancias, que con la clarificación primaria no se eliminaron, de igual manera es usado para la remoción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5). El tratamiento por lodos activados en un proceso para el tratamiento secundario, ampliamente aplicado para la remoción de contaminantes orgánicos (Marín y Osés 2013).

Los lodos activados son un proceso biológico a través del cual, microorganismos descomponen los residuos presentes en las aguas residuales. Dichos microorganismos son mezclados mediante la agitación de aire, con el fin de que se obtengan flóculos y la masa microbiana llamada lodo activado (Viessman. JR et al. 2009). La palabra activado alude a la facultad que tiene el lodo de metabolizar los residuos o materia orgánica soluble y coloidal en compuestos como el dióxido de carbono y agua.

El proceso por lodos activados se basa en los siguientes componentes (Gray 2010):

- Reactor biológico o tanque de aireación: En este tanque se almacena el agua residual que se requiere mezclar o airear para dar inicio al proceso.
- Lodo activado: Biomasa microbiana dentro del reactor, que se compone principalmente de bacterias. Este lodo es una suspensión floculante en suspensión que se conoce como licor de mezcla (MLSS) y que tiene una concentración entre 2000mg/L y 5000mg/L
- Sistema de aireación o mezcla: Se emplea un sistema de aireación superficial o aire difuso para realizar la mezcla del lodo en el reactor.
- Tanque sedimentador o decantador: En este tanque se lleva a cabo la tarea de separar la biomasa de los lodos activados desplazados del tanque de aireación por las aguas residuales entrantes.
- Lodo recirculado: El lodo activado sedimentado en el decantador se reintegra al tanque de aireación para mantener la población microbiana en una concentración requerida para asegurar la continuación del proceso.

Así mismo, dentro del proceso y para la caracterización del modelo es necesario contar con el fraccionamiento de los parámetros de control en cada una de las etapas del tratamiento (Carrillo et al. 2017).

8.2 MARCO TEÓRICO

A continuación, se presenta una recopilación de los procesos que se llevan a cabo dentro del proceso por lodos activados, las características de las variables, así como la descripción del modelo ASM1.

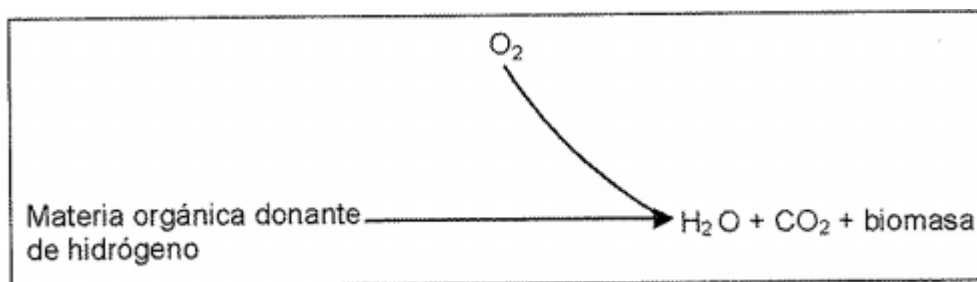
8.2.1 Proceso biológico (aerobio)

El tratamiento biológico o secundario del agua residual tiene como objetivo la remoción de carga contaminante a través de la actividad biológica, siendo similar a los procesos de auto purificación que ocurren naturalmente en cuerpos de agua como ríos (Gray 2010). El proceso por lodos activados, es de tipo aerobio, por lo cual se desarrolla en presencia de oxígeno (Rojas 2000).

El proceso aerobio se basa en la generación de microorganismos o bacterias que permiten que en el afluente que ingrese al reactor o tanque de aireación, el oxígeno se reduzca, a través de la oxidación del carbono, de igual forma la materia orgánica e inorgánica sufren este fenómeno químico.

La Figura 3, representa el proceso aerobio, en donde la participación de materia orgánica compuesta de hidrogeno y la inyección de oxígeno disuelto, permite que en el efluente se encuentre gran cantidad de agua, dióxido de carbono y biomasa.

Figura 3 Proceso aerobio



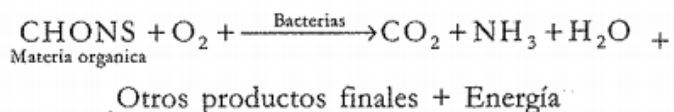
Fuente: (Rojas, 2000)

En el proceso aerobio se presentan principalmente tres reacciones metabólicas (Rojas 2000), las cuales describen el proceso para la obtención de energía necesaria para la integración de tejido celular nuevo y se pueden presentar de forma simultánea. A continuación, se define cada etapa:

- Catabolismo (Oxidación)

Esta reacción metabólica se basa en la oxidación o descomposición del material orgánico sólido por medio de microorganismos o bacterias, con el fin de obtener un producto final compuesto de dióxido de carbono, amoníaco, agua, energía y demás compuestos (Ver Figura 4).

Figura 4 Catabolismo

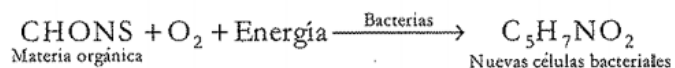


Fuente: (Rojas 2000)

- Anabolismo (Biosíntesis)

El anabolismo mediante la síntesis de la materia orgánica, oxígeno y energía, promueve la generación de nuevas células bacterianas (Ver en Figura 5).

Figura 5 Anabolismo



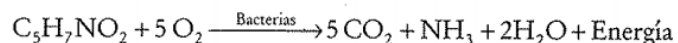
Fuente: (Rojas 2000)

- Autólisis (Auto – oxidación)

La auto – oxidación presentada en la autólisis contribuye a que los microorganismos metabolizan el material orgánico, presentándose así una destrucción de elementos celulares y la generación de productos orgánicos estables.

En la Figura 6, se presenta la fórmula $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$, la cual se define como composición promedio celular bacteriana, se puede indicar que, para la relación presentada, la oxidación de un gramo de biomasa requiere el consumo de 1.42 g de oxígeno.

Figura 6 Autólisis



Fuente: (Rojas, 2000)

Por otra parte, existen dos reacciones químicas que se presentan de manera activa en el reactor y son de gran importancia al momento de definir una matriz estequiométrica, la lisis y la hidrólisis. La lisis implica todos aquellos procesos que promueven la pérdida y descomposición de biomasa (Carrillo et al. 2017). La hidrólisis fundamenta su proceso en el rompimiento y solubilización de la materia

orgánica mediante enzimas extracelulares generando sustratos, el cual permitirá el origen y crecimiento de nuevas partículas biodegradables (Díaz et al. 2003).

8.2.2 Variables físico - químicas para la remoción de materia orgánica

La composición del agua residual en términos de material orgánico varía de acuerdo con las condiciones a la que estuvo expuesto el afluente antes de ingresar a la PTAR, es decir, si las aguas que fueron depositadas al efluente tuvieron orígenes domésticos o industriales, o de ambos ámbitos. En general los parámetros de remoción que se presentan en el proceso de la planta de lodos son DBO_5 , DQO, SST, SSV, SSLM, NT (Viessman. JR et al. 2009). En la presente investigación solo se considera la remoción de materia orgánica, por lo cual no se hace mención a variables como el nitrógeno, que se considera parámetro esencial para el tratamiento por lodos activados.

- Demanda química de Oxígeno (DQO)

Es una estimación de la materia susceptible a oxidación, por un oxidante químico fuerte. Debido a esto requiere condiciones menos controladas que la DBO (Marín y Osés 2013).

La determinación de la demanda química de oxígeno se realiza en laboratorio y consiste en la oxidación de los compuestos orgánicos en presencia de una solución ácida de dicromato a reflujo cerrado a temperatura de 150°C durante 2 horas y posteriormente determinación espectrofotométrica al comparar con un patrón de ftalato ácido de potasio (Ruiz 2014). El cálculo de la DQO es necesario para la realización de los balances de masa en el tratamiento de aguas residuales. El contenido de DQO se puede subdividir en fracciones útiles para el análisis y diseño de los procesos de tratamiento.

- Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5)

La DBO_5 es el parámetro que mide el contenido de materia orgánica biodegradable que hay en un cuerpo de agua, y la cantidad de oxígeno requerido para su descomposición. Para su determinación se debe realizar un ensayo que mida el oxígeno consumido para la oxidación de una parte de la materia orgánica, el ensayo estándar dura 5 días, pero en algunas circunstancias se utilizan otras alternativas, DBO_1 por si se requiere una determinación de manera rápida o si se desea realizar un tratamiento simple se puede calcular la DBO_7 . En muchos casos es necesario el hallazgo de toda la materia orgánica biodegradable por lo cual se utiliza el DBO_{25} (Carrillo et al. 2017).

Cuando se depositan aguas con DBO alta a un cuerpo de agua, los microorganismos disponen de una rica fuente de alimentos, lo que permite que se produzcan con rapidez cantidades mayores de bacterias, necesitándose bastante cantidad de oxígeno en el agua (Marín y Osés 2013).

- Sólidos suspendidos totales (SST)

Los SST son sólidos compuestos por sólidos sedimentables, sólidos y materia orgánica en suspensión, que son retenidos en el elemento filtrante (Llodra Ronzano y Baqueiro Dapena 2002). La elección de la concentración de sólidos en el reactor puede efectuarse de manera empírica, basándose en experiencias del pasado que atestigüen el tratamiento de aguas residuales de características similares, o basándose en valores de guías de diseño. Para sistemas convencionales se recomienda adoptar un valor de 1500 a 3000 mgSST/L, y para sistemas de aireación extendida se recomiendan valores entre 3000 a 6000 mgSST/L (Carrillo et al. 2017).

- Sólidos suspendidos volátiles (SSV)

Los SSV es la cantidad de materia orgánica e inorgánica capaz de volatilizarse debido a la calcinación a $550^{\circ}\text{C} \pm 50^{\circ}\text{C}$ en un tiempo de 15 a 20 minutos. Por lo general se hallan por diferencia de peso, y se volatiliza lo que se quiera incinerar, además puede convertirse a CO_2 (Marín y Osés 2013). Esta concentración se suele considerar como un dato aproximado del contenido de materia orgánica de las concentraciones de sólidos biológicos, tales como protozoos o bacterias.

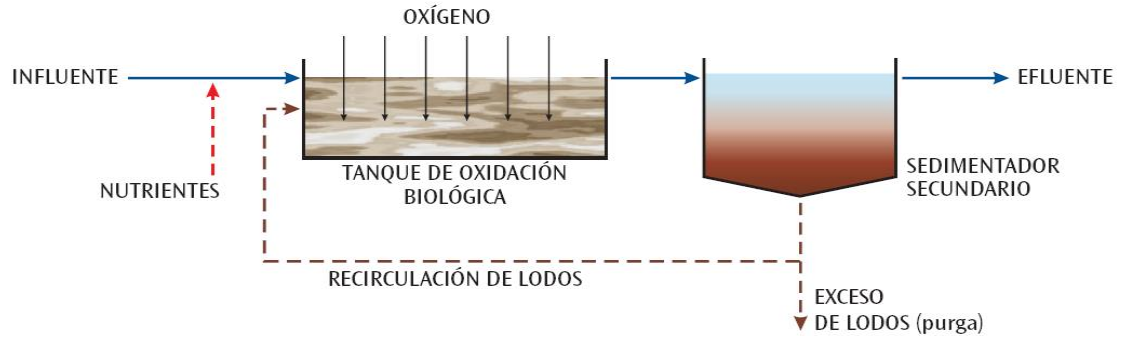
- Sólidos Suspendidos en el Licor Mezclado (SSLM)

Los SSLM corresponden a la concentración de materia suspendida dentro del tanque de aireación en un sistema de tratamiento de aguas residuales de tipo lodos activados. Estos sólidos suspendidos representan los lodos biológicos, constituidos por poblaciones heterogéneas de microorganismos (Arrieta 2011).

8.2.3 Sistema convencional de lodos activados

En el tratamiento de lodos activados, hay múltiples alternativas o procesos, los cuales tienen en primera instancia el mismo objetivo, tratar los residuos sólidos que ingresen por medio del afluente a todas aquellas estructuras que comprenden el proceso. En la Figura 7, se presenta un sistema convencional de lodos activados, puede estar compuesto de 2 estructuras importantes para el tratamiento, un tanque de aireación y sedimentador o clarificador secundario (Marín y Osés 2013).

Figura 7 Diagrama esquemático del proceso de lodos activados



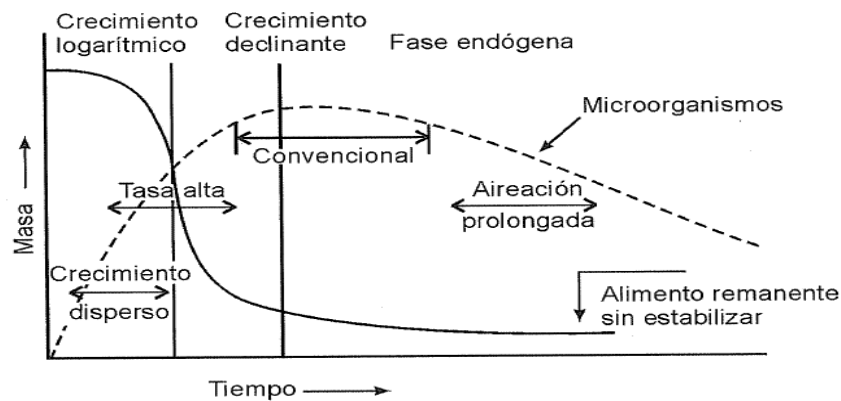
Fuente: (Marín y Osés 2013)

- **Tanque de aireación o reactor biológico**

Para el proceso de lodos activados, es necesario considerar un tamaño y tiempo de retención para un determinado caudal (Rojas 2000). Es decir, el tiempo de la actividad biológica dependerá de un periodo fijo para cada flujo de entrada.

Dentro del tanque se pueden presenciar tres fases de forma simultánea, una logarítmica, una de declinación y una endógena (Ver Figura 8). En la logarítmica, hay una escasez de floc biológico debido a que el nivel de energía en la materia orgánica es muy alto y mantendrá a los microorganismos totalmente esparcidos y con un crecimiento disperso. En la fase de declinación, la energía comienza a disminuir, provocando que las células perezcan y comience a generarse un contacto y aglutinación entre ellas, formando floc biológico. En la tercera fase, la endógena, se presencia que por la falta de energía y alimento, los microorganismos comienzan a metabolizar sus propias reservas de alimento, incrementando la tasa de crecimiento de floc biológico (Viessman. JR et al. 2009).

Figura 8 Crecimiento microbiano



Fuente: (Rojas 2000)

En este tanque, se analiza la actividad microbiana, por medio de diferentes parametros, como lo son:

- Relación F/M
- Contenido de sólidos
- Oxígeno disuelto
- Sedimentación de lodos
- Índice volumétrico de lodos

Índice volumétrico de lodos

El Índice Volumétrico de Lodos (IVL) es un indicador de las características de sedimentabilidad del lodo producido en el tratamiento (Comisión Nacional del Agua 2014). Su cálculo se rige bajo la ecuación 1.

$$IVL \left(\frac{ml}{g} \right) = \frac{Sólidos sedimentados \left(\frac{ml}{l} \right) \times 1000}{SSLM \left(\frac{mg}{l} \right)} \quad (1)$$

La calidad de lodo se evalúa de la siguiente forma:

- Si el IVL es menor a 90 ml/g se presenta excelente sedimentabilidad.
- Si el IVL es superior a 90 ml/g, pero inferior a 150 ml/g hay una buena sedimentabilidad.
- Si el IVL es superior a 150 ml/g las condiciones de sedimentabilidad son malas.

Relación A/M

La relación A/M (alimento/microorganismo), es la tasa de DBO o DQO aplicada por unidad de volumen al licor de mezcla (Comisión Nacional del Agua 2014). Se expresa en KgDBO₅/SSV.

Cuando la relación es superior a 0.5 se considera alta, y la purga de lodos debe disminuirse de forma que la masa de microorganismos en el sistema se incremente. Si la relación es inferior a 0.1 se considera baja, la purga de lodos aumenta, y la masa de microorganismos disminuye (Marín y Osés 2013).

Oxígeno disuelto

Las bacterias aerobias toman el oxígeno que requieren a partir del oxígeno disuelto (OD) presente en el agua. La carencia de OD inhibe a las bacterias aerobias y permiten la creación de condiciones anaerobias o anóxicas (Marín y Osés 2013)

Las bacterias encargadas de la eliminación de materia orgánica en los lodos activados son aerobias, al requerir OD en el agua para poder realizar varios procesos químicos, se deben considerar las siguientes especificaciones respecto a la concentración de OD en el agua (Llodra Ronzano y Baqueiro Dapena 2002)

- Si el OD < 0.5 mg/l, no se presenta una condición aerobia.
- Si el OD < 1 mg/l, se facilita el crecimiento de bacterias aerobias filamentosas que no se sedimentan fácilmente.
- Si el OD > 3 mg/l, no hay beneficio en el proceso. Hay un consumo de energía innecesario en el sistema de aeración.
- El OD en su normalidad debe encontrarse entre 1 y 3 mg/l.
- La energía empleada para la aeración de los reactores biológicos y digestores aerobios representa el principal costo de operación en las PTAR. El OD es suministrado al reactor biológico por medio de aireadores mecánicos superficiales o sopladores / difusores.
- El OD suele medirse mediante métodos químicos, sondas electroquímicas o zonas de medición de luminiscencia.

En presencia de OD, las bacterias metabolizan la materia orgánica biodegradable. Las reacciones bioquímicas que consideran esta actividad metabólica se resumen en reacciones de síntesis de nuevos microorganismos, reacciones de producción de energía para el desarrollo de procesos y reacciones de degradación de los propios microorganismos, consumiendo estos tres tipos de reacciones de oxígeno hasta que el sustrato disponible se agota.

Coeficiente de transferencia de masa de oxígeno

Mediante el k_{La} (coeficiente volumétrico de transferencia de oxígeno). El parámetro k_{La} , es uno de los más importantes implicado en el diseño y funcionamiento de equipo de mezcla de burbujeo de los reactores. La transferencia de masa de oxígeno se determina por el coeficiente de transferencia de masa al líquido KL (m/s) y la superficie empleada para la transferencia de masa (a) expresada en m^2/m^3 . Medir KL y a separadamente resulta un proceso arduo, por lo cual estas dos variables se combinan para obtener el coeficiente de transferencia de masa volumétrica de oxígeno k_{La} , este coeficiente caracteriza el transporte de oxígeno a

una tasa equivalente a la carga de demanda de oxígeno (Ver ecuación 2) (Buitrago, Otálvaro y Duarte 2013).

$$\frac{dC}{dt} = KLa (C_{\infty}^* - C) \quad (2)$$

Donde,

- $\frac{dC}{dt} \left(\frac{kg}{m^3} \right)$ = Tasa de variación de la concentración de oxígeno disuelto en el medio acuoso
- $KLa \text{ (h}^{-1}\text{)}$ = coeficiente volumétrico medio aparente de la transferencia.
- $C_{\infty}^* \left(\frac{kg}{m^3} \right)$ = Concentración media de saturación de oxígeno disuelto en el medio acuoso tras un tiempo de aireación infinito.
- $C \left(\frac{kg}{m^3} \right)$ = Concentración media de oxígeno disuelto en el medio acuoso.

En un reactor, la tasa de transferencia de masa de oxígeno representa múltiples factores, como lo son el dimensionamiento del reactor, tipo de reactor, sistema de aireación, etc., las propiedades del líquido, y la disipación de energía en el fluido.

Tiempo de retención hidráulico nominal (TRH_n)

El tiempo de retención hidráulico nominal, es el volumen del proceso por unidad de volumen del caudal de entrada, definido en la ecuación 3:

$$TRH_n = \frac{V_p}{Q_i} \quad (3)$$

Donde,

- $TRH_n \text{ (d)}$: Tiempo de retención hidráulico nominal promedio.
- $V_p \text{ (l)}$: Volumen del reactor biológico.
- $Q_i \text{ (l/d)}$: Caudal diario promedio en el afluente.

Cuando el lodo de recirculación del clarificador secundario (Q_s) y cualquier otra recirculación de licor mezclado que entra al reactor (Q_a) se añaden a los cálculos el tiempo de retención hidráulico real, expresado en la ecuación 4:

$$TRH_a = \frac{V_p}{Q_i + Q_s + Q_a} = \frac{TRH_n}{1 + s + a} \quad (4)$$

Donde,

- $TRH_a \text{ (d)}$: Tiempo de retención hidráulico real.
- s = Relación de recirculación de lodos (Q_s/Q_i)

- a = Relación de recirculación del licor mezclado (Q_a/Q_i)

Tiempo de retención celular (TRC)

El tiempo de retención celular o también conocido como tiempo de retención de sólidos (TRS) o edad de fango SRT (Sludge Retention Time) por su siglas en inglés, indica la relación expresada en días, entre la masa de lodos en el reactor y la masa de lodos purgados por el reactor diariamente (Llodra Ronzano y Baqueiro Dapena 2002) La TRS se encuentra definida por la ecuación 5.

$$TRS (d) = \frac{\text{Masa de lodos en el reactor}}{\text{Masa de lodos purgados diariamente}} \quad (5)$$

Las concentraciones en la purga y en el reactor son las mismas, siempre que se purguen los lodos directamente del reactor biológico. Esto puede cumplirse con un caudal de purga constante, Q_w (l/d), donde Q_w es el volumen que purgar por día a partir de la ecuación 6.

$$TTRS = \frac{X_t V_p}{X_t Q_w} = \frac{V_p}{Q_w} \quad (6)$$

Donde,

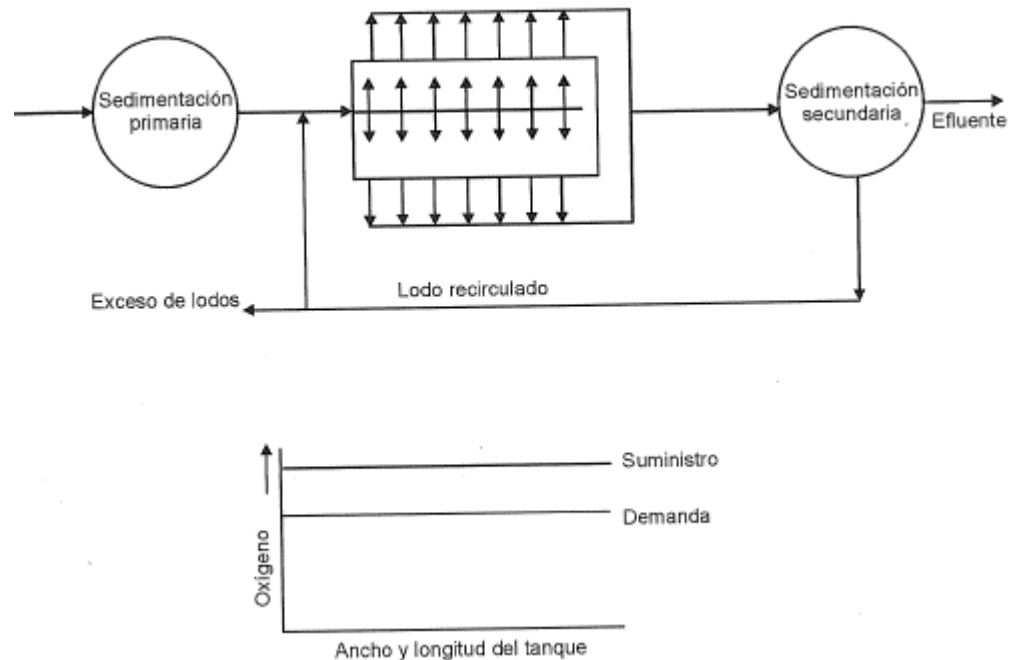
- V_p (l): Volumen del reactor biológico.
- Q_w (l/d): Caudal de purga de lodos del reactor.

La ecuación indica que la pérdida de sólidos en el efluente es despreciable y que la masa de lodos en los clarificadores secundarios es también despreciable respecto de la masa dentro del reactor biológico. Esta indicación es correcta cuando el sistema es operado a relaciones de recirculaciones elevadas y la edad de lodos es aproximadamente mayor a 3 días (Carrillo et al. 2017).

• **Aireación por mezcla completa**

El sistema de aireación por mezcla completa y continua, mediante aireación mecánica o por difusores, tiene como objetivo minimizar el desequilibrio biológico que se puede presentar en el tanque. En la Figura 9, se representa un esquema del sistema convencional con aireación para mezcla completa.

Figura 9 Esquema de Sistema convencional con aireación por mezcla completa



Fuente: (Rojas, 2000)

- **Sedimentador secundario**

El sedimentador secundario permite que el floc obtenido en la fase endógena, sea separado de la fracción líquida mediante la sedimentación y logre ser recirculado al tanque de aireación. La separación de los sólidos de los líquidos es de gran importancia, ya que este paso, permitirá la producción de un efluente estable, concentraciones de DBO, DQO y sólidos totales bajas, y una buena clarificación (Gray 2010).

Recirculación de lodos

Al recircularse un porcentaje del lodo tratado al tanque de aireación, este aumenta la concentración de microorganismos, y promueve que la relación alimento/microorganismo sea menor a la inicial, provocando que las bacterias empiecen un nuevo ciclo de crecimiento (Gray 2010).

Un aspecto para considerar en este apartado es el caudal de recirculación de lodos activados RAS (Gray 2010), el cual debe monitorearse y calibrarse de acuerdo con

lo requerido para conservar la concentración de Sólidos Suspendidos en el Licor de Mezcla (SSLM) en el rango óptimo.

El control de la tasa de recirculación es un método de control que abarca el proceso de recirculación (Marín y Osés 2013). Este método permite conocer la cantidad de lodo que debe regresar del sedimentador secundario al tanque de aireación. La tasa varía de acuerdo a las necesidades de la planta, pero pueden oscilar entre un 20% a 50%. Dentro de la tasa de recirculación un control importante es la relación de F/M, este control permite garantizar que el proceso de lodos activados se este alimentando a la velocidad que los microorganismos en el floc biológico, sean capaces de degradar la materia orgánica ingresada, si esto no se cumple, se puede presentar problemas de operación provocando una disminución en la calidad de agua.

En este sistema convencional, el diseño de procesos y la operación de la PTAR, debe contemplar aspectos, y variaciones de la materia orgánica y caudal en las aguas residuales que ingresan a la planta.

Como lo indica (Jeyanayagam 2006), existe un aspecto importante a considerar en los clarificadores, la tasa de desbordamiento o como se indica respectivamente en su sigla en inglés OFR (Overflow rate). Esta tasa, es la velocidad ascendente del agua al momento en que el flóculo se asienta en el clarificador y es denominada como la relación entre el caudal de agua que ingresa al clarificador y su área superficial, tal cual como se expresa en la ecuación 7.

$$OFR = \frac{Q}{A} \quad (7)$$

Donde,

Q = Caudal de entrada al clarificador

A = Área superficial del clarificador

Purga de lodos

La purga de lodos elimina la cantidad de microorganismos que se produjeron de más en el proceso. Al realizarse una purga, el balance que existía antes del crecimiento excesivo de bacterias se restaura, permitiendo que la cantidad de lodos activados permanezca constante en el proceso (Marín y Osés 2013). El lodo purgado puede bombearse desde los espesadores o en algún proceso de eliminación del agua, y después es llevado a un digestor, o los sedimentadores primarios.

- En la recirculación, la purga de lodos ayuda a obtener lodos concentrados. En cambio, la purga del tanque de aireación evita la purga en exceso, debido

al volumen involucrado, permitiendo que se controle mejor. La purga puede realizarse intermitentemente o continua, la intermitente mejora el control de la cantidad de lodo, pero genera altas variaciones de los SSLM en los tanques de aireación; y la continua necesita un mayor control del flujo de purga para no variar la cantidad de lodo.

8.2.4 Modelación dinámica de sistemas de lodos activados

Los modelos dinámicos ASM1 son cada vez más destinados a la evaluación de escenarios que optan por la optimización de procesos de lodos activados (Petersen et al. 2002). Inicialmente, el ASM1 fue desarrollado para plantas de tratamiento de lodos activados municipales para la descripción de procesos de eliminación de carbono orgánico, nitrógeno, consumo simultáneo de oxígeno, nitrato y para dar una óptima interpretación de la producción de lodos. Sin embargo, ASM1 ha ampliado su campo de estudio para realizar una actualización a sus objetivos con el fin de crear nuevos tipos de modelación plasmados en el ASM2, ASM2d y ASM3, los cuales se enfocan de manera más puntual en la eliminación biológica de nutrientes como el fósforo, degradación de carbono, nitrógeno y derivados de este último, además de plantear procesos que exponen el almacenamiento de biopolímeros en situaciones temporales.

Para la obtención de datos que permitan una calibración exitosa de modelos, (Petersen et al. 2002) realiza una recopilación y resumen de los parámetros que se deben tener en cuenta al momento de iniciar con un modelo de calibración, los cuales son:

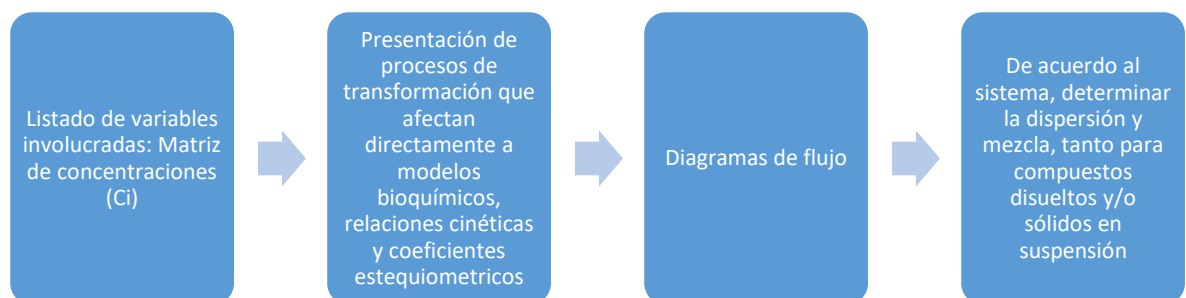
- Datos de diseño de estructuras y procesos de eliminación de materia orgánica.
- Datos operativos, como caudales promedios, cantidades de afluente y efluente, y aprovechamiento de residuos.
- Datos químicos y físicos del agua a tratar.
- Concentraciones de SST, DQO, DBO, NT, NKT, NH₄-H, NO₃-N, en los afluentes y efluentes.
- Composición del lodo a tratar.
- Valores dinámicos y estequiométricos.

Los parámetros necesarios para una buena calibración dependerán de los datos reales tomados de la PTAR, sin esto, la calidad o precisión de la modelación disminuirá.

Composición de los modelos ASM1

En los tratamientos de aguas residuales, las modelaciones se representan mediante balances de materia, cinética de reacción de procesos de transformación, la hidrodinámica de tipos de flujos y mezclas, y transporte de materia mediante flujos de entrada y salida (Carrillo et al. 2017). De igual forma hay procesos individuales que hacen parte de modelos y se presentan como balances de energía, los cuales mediante variables de estado se pueden resolver, con el fin de describir los cambios en el proceso. Los balances suelen modelarse mediante un sistema de ecuaciones diferenciales y algebraicas, pero para su solución, es necesario el uso de herramientas computacionales. En la Figura 10, se presenta un esquema de la estructura de los modelos.

Figura 10 Esquema de presentación de modelos



Fuente: (Carrillo et al. 2017)

Estequiometría

Para la preparación general de un modelo, (Llodra Ronzano y Baqueiro Dapena 2002) proponen se desarrollen ecuaciones de balance de masa, que describan el cambio en la concentración en el tiempo de un reactor como el resultado de una serie de conversiones químicas, biológicas y de transporte.

Al momento de determinar los coeficientes estequiométricos es importante elegir un coeficiente y asignarle un valor igual a 1 y usarlo en la ecuación de balance para calcular todos los demás coeficientes. Por lo general en sistemas de tratamiento de aguas residuales no se tiene interés en la producción de CO_2 y H_2O , y el balance de DQO se emplea para reemplazar el balance de uno de los elementos. Si se le asigna

un valor igual a la unidad al coeficiente de sustrato (como DQO), y si se tiene el coeficiente de rendimiento de la biomasa, se puede obtener la ecuación 8:



Donde,

- $Y_H \left(\frac{\text{gBiomasa-DQO}}{\text{gSustratoDQO}} \right)$ = rendimiento de organismos heterotróficos
- $f_N \left(\frac{\text{gN}}{\text{gSustrato-DQO}} \right)$ = fracción de nitrógeno en la biomasa

A partir de la ecuación 8, se puede derivar la ecuación utilizando el balance de carga orgánica (DQO), nitrógeno y carga. El balance de DQO indica que los procesos de producción de biomasa y consumo de oxígeno están siempre combinados, no hay manera de reducir el consumo de oxígeno y producir una menor cantidad de lodo, debido que el sustrato (DQO) es oxidado por el oxígeno. Las reacciones estequiométricas pueden considerarse como una función del rendimiento. Realizar este procedimiento general puede ser aplicado para determinar la estequiometría de las reacciones para cualquier proceso biológico.

En la Figura 11 se incluyen los coeficientes estequiométricos de cada compuesto.

Cinética

La modelación de los procesos de depuración biológica de aguas residuales se basa en suponer una cinética de tipo Monod para los diferentes procesos que tienen lugar en el reactor (Carrillo et al. 2017). Cuando existe oxígeno disuelto suficiente, la ecuación de Monod, que indica el proceso de crecimiento de la biomasa puede reducirse a la ecuación 9.

$$\mu_H = \mu_{Hmax} * \frac{S_s}{S_s + k_s} \quad (9)$$

Donde,

μ_{Hmax} = tasa máxima de crecimiento de la biomasa heterótrofa

k_s = semi-saturación para el sustrato

S_s = sustrato soluble biodegradable

Los valores de μ_{Hmax} y k_s pueden determinarse mediante ensayos de respirometría, y se asume que el valor del sustrato soluble biodegradable es conocido.

Notación empleada en los modelos matemáticos de lodos activados ASM1 por la IWA

La matriz propuesta por la IWA en el modelo ASM1, define las reacciones bioquímicas que se presentan en el sistema mediante una matriz estequiométrica, de igual forma expone elementos esenciales del modelo, como lo es la cinética del proceso (Ver Figura 11).

Figura 11 Matriz estequiométrica presentada por la IWA para la modelación del proceso de lodos activados

Componentes i	1: S _O	2: S _S	3: X _H	Ecuación de reacción del proceso p _j
Lista de procesos j				
Crecimiento aerobio	$-\frac{1}{Y_H} + 1$	$-\frac{1}{Y_H}$	+1	$\mu_H^{\max} \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot X_H$
Lisis		+1	-1	$b_H \cdot X_H$
Tasas de transformación observadas r _i	$r_i = \sum_j v_{j,i} \cdot p_j \text{ [M}_i\text{L}^{-3}\text{T}^{-1}\text{]}$			
Definición de parámetros estequiométricos: Y _H Coeficiente de rendimiento de Heterótrofos [M _H M _S ⁻¹]	Oxígeno disuelto (O ₂)	Substrato orgánico disuelto (DQO)	Biomasa de los Heterótrofos (DQO)	Definición de los parámetros cinéticos: μ _H ^{max} Tasa específica máxima de crecimiento [T ⁻¹] K _S Coeficiente de saturación del substrato [M _{COD} L ⁻³] b _H Tasa de decaimiento [T ⁻¹]

Fuente: (Carrillo et al. 2017)

En la matriz indicada anteriormente los compuestos son expresados con símbolos en la parte superior, incluyendo las unidades en una fila situada debajo.

Una vez definidos los compuestos, se deben identificar los procesos biológicos que tienen lugar en el sistema, los cuales son transformaciones que afectan a los compuestos considerados en el modelo y deben indicarse uno por uno del lado izquierdo de la matriz. Las tasas de reacción de los procesos se plantean matemáticamente y se sitúan al lado derecho de la matriz en la fila del proceso correspondiente. En cada fila se colocan los coeficientes estequiométricos de conversión de un compuesto a otro, lo cual indica que para cada columna de un compuesto existirán coeficientes estequiométricos de los procesos que participan en el modelo.

Cuando los coeficientes estequiométricos son iguales a cero, no deben incluirse en la matriz. Los signos empleados en la matriz para cada compuesto indican que el signo negativo representa “consumo” y el signo positivo “producción”. Teniendo en cuenta la anterior indicación, las tasas de reacción de los procesos siempre poseen

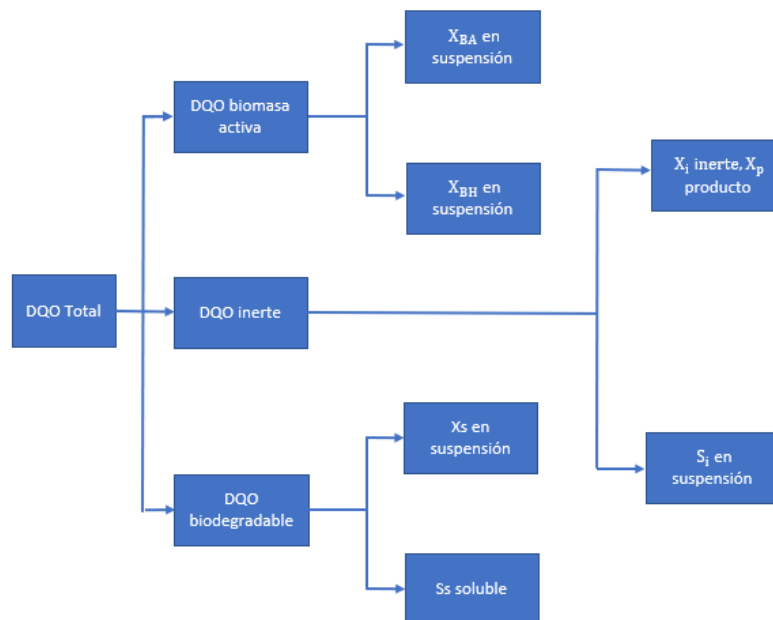
un signo positivo. El oxígeno empleado en el sistema debe asumirse como una DQO negativa, ya que esta variable acepta electrones, los cuales se transfieren del sustrato al oxígeno para formar agua.

La continuidad de los parámetros estequiométricos pueda comprobarse moviéndose por cualquier fila de la matriz; la suma de todos los coeficientes estequiométricos indicados debe ser igual a cero. Esta matriz permite mayor comprensión de la interacción que realizan los compuestos y procesos, además de facilitar la adicción de cambios en todos los componentes del sistema.

Aspectos importantes por considerar de la matriz son la presentación de las ecuaciones de reacción, las cuales se encuentran ubicadas en diferentes filas. En las columnas se indican en cuales conversiones está involucrado directamente el compuesto. Por último, se puede obtener la ecuación de conversión total para cada compuesto multiplicando los factores estequiométricos con sus respectivas ecuaciones de tasa de proceso.

Las sustancias carbonosas están comprendidas en dos principios como se indica en (Suárez 2000), un principio de DQO biodegradable y no degradable (Ver Figura 12).

Figura 12 Fracciones del DQO en lodos activados



Fuente: (Suárez 2000)

Los procesos están divididos en 8 componentes, reagrupados en 3 grupos:

- 3 de crecimiento
- 2 de decaimiento

- 3 de hidrólisis

Dichos procesos incluidos en el ASM1 son los siguientes:

- Crecimiento aerobio de las heterótrofas
- Crecimiento anóxico de las heterótrofas
- Crecimiento aerobio de las nitrificantes
- Decaimiento de las heterótrofas
- Decaimiento de las nitrificantes
- Amonificación del nitrógeno orgánico soluble
- Hidrólisis de la materia orgánica
- Hidrólisis del nitrógeno orgánico en suspensión

Existen coeficientes cinéticos de reacción K , que suelen utilizarse para predecir de manera óptima la producción de lodos y demandas de oxígeno (Suárez 2000), dichos coeficientes se emplean a lo largo de los procesos del sistema, como variables en expresiones cinéticas.

8.2.5 Software para simulación del proceso de lodos activados

En la actualidad los softwares, permiten describir de forma matemática una serie de procesos que no están exentos de aproximaciones e incertidumbres dentro de las PTAR's (Ruiz 2014) que permite predecir una carga determinada en un tiempo determinado. Existen principalmente simuladores de propósito general y simuladores específicos para el tratamiento de aguas residuales. Los programas para emplear son de tipo específico, por lo cual contienen bloques o librería de unidades predefinidas.

El software Lynx AMS1, se caracteriza por la implementación de modelos ASM (LYNX SIMULATIONS 2020), desarrollados por la IWA, contribuyendo al uso de las matrices estequiométricas que caracterizan el modelo, de una forma global.

Este programa permite, realizar un análisis estático y dinámico de las condiciones cinéticas que se desarrollan dentro de los reactores biológicos (Sánchez et al. 2018).

9. METODOLOGÍA

La metodología de la investigación se dividió en tres fases:

FASE I: Exploración y análisis

Esta fase aplico para el cumplimiento del primer objetivo específico descrito en el proyecto.

Se obtuvo la información de la PTAR Salitre, correspondiente a los datos de calidad del agua de la planta de lodos activados. De igual forma se realizó una consulta de antecedentes y estado del arte del tratamiento de lodos activados y uso de modelación empleando ASM1, con el objeto de profundizar en el tema y generar una perspectiva del uso e importancia de estas herramientas en Colombia.

FASE II: Planeación e interacción

Esta fase aplico para el cumplimiento del objetivo específico No 2 descrito en el proyecto.

Se generó la simulación empleando el modelo ASM 1, a través del empleo de matrices estequiométricas ya estructuradas, que abarcan componentes y procesos biológicos, coeficientes estequiométricos y cinéticos. Se establecieron los coeficientes de reacción, para la realización de una calibración óptima.

FASE III: Evaluación

Esta fase aplico el cumplimiento del objetivo específico No 3 descrito en el proyecto.

Una vez realizada la fase 2 de la metodología se generaron los diferentes escenarios de calibración de los modelos planteados, y se comparan con los datos de operación de la planta en términos de remoción de materia orgánica, teniendo en cuenta variables como caudales de ingreso y concentraciones de DQO, así como parte de su fracción soluble y particulada en el efluente. Con el fin de verificar y contrarrestar que los datos reales y escenarios planteados mediante la modelación sean aproximados.

FASE IV: Elaboración y entrega de documentación final

Esta fase aplico al cumplimiento del objetivo general y los objetivos específicos planteados para la ejecución del trabajo de investigación.

El proceso de elaboración y entrega de documentación final se inició desde el planteamiento de la propuesta de trabajo de investigación, sin embargo, se orienta de manera profunda en la construcción de la estructura final del documento a entregar, enfocado al análisis y conclusiones de los datos obtenidos de la fase II y III, con el fin de indicar que el interrogante abordado en la pregunta problema fue respondida de acuerdo con los lineamientos planteados en las fases anteriores.

10. RECOPIACIÓN DE DATOS

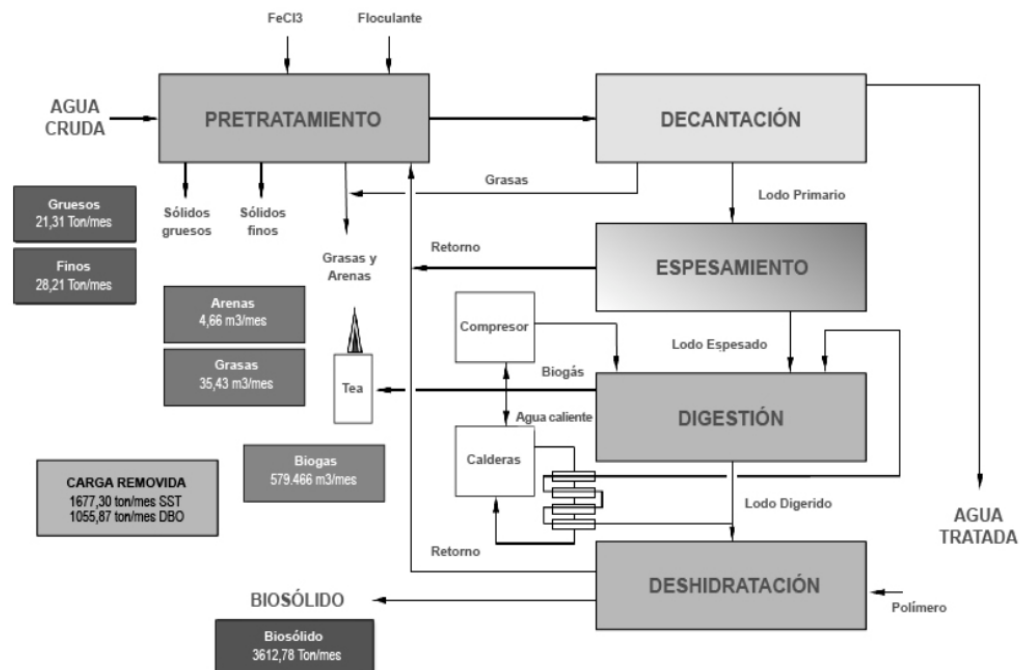
En este capítulo se aborda el primer objetivo específico, con la recolección de la información que es requerida para la implementación en el software de simulación el modelo de la PTAR Salitre Fase II.

10.1 PTAR SALITRE FASE I Y FASE II

La construcción de la PTAR Salitre Fase I, inicio en septiembre de 1997 y puesta en funcionamiento en el año 2000. Dentro de la operación de la planta, se da tratamiento al agua residual y el tratamiento a lodo derivado del proceso de la línea de agua.

De acuerdo con EAAB (Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá) (EAAB-ESP 2021), la Fase I, trata un caudal medio de $4\text{m}^3/\text{s}$ a través de un tratamiento primario químicamente asistido para la línea de agua. El tratamiento de lodos se compone de un proceso de espesamiento, digestión anaerobia mesofílica y deshidratación. En la Figura 13, se presenta el esquema de operación de la Fase I.

Figura 13 PTAR Fase I - Esquema de tratamiento



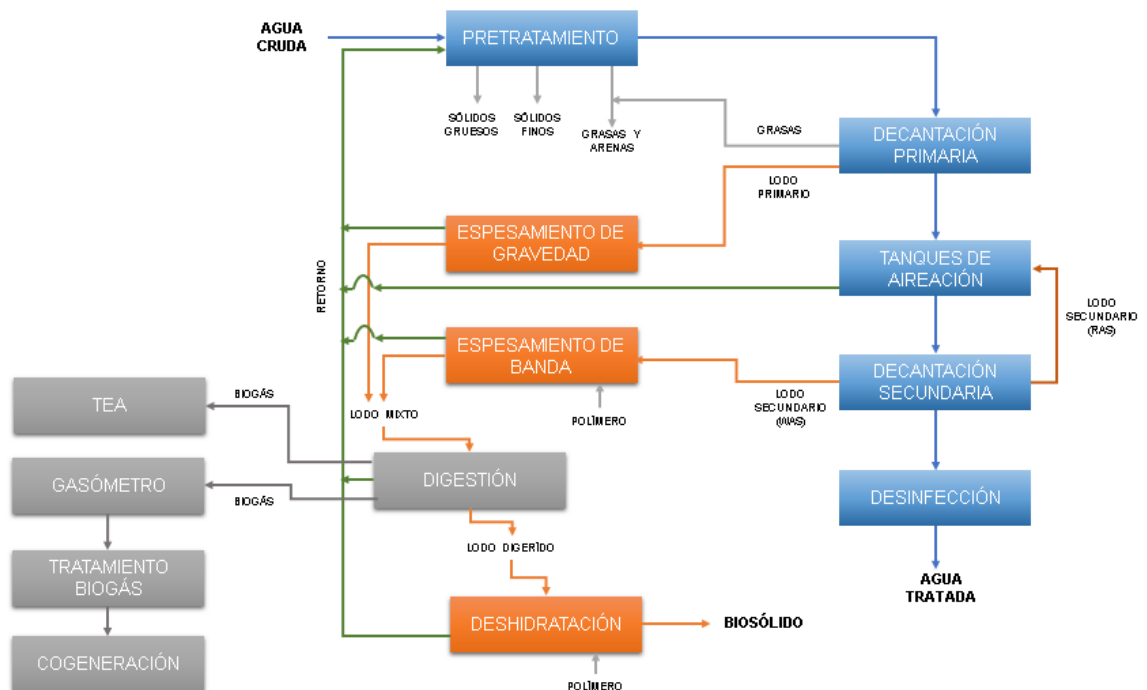
Fuente: (EAAB-ESP 2021)

La ampliación de la PTAR Salitre Fase II, contempla a comparación de la Fase I, un tratamiento secundario por medio de lodos activados, para lo cual es requerido estructuras como los tanques de aireación y decantadores secundarios, para el tratamiento de la línea de agua. Para el tratamiento de la línea de lodos se contempla un sistema de espesamiento de lodo primario y secundario, seguido de un proceso de digestión anaerobio para una posterior deshidratación y generación de biosólidos.

Del proceso de digestión, se genera biogás que será almacenado en los gasómetros y el exceso quemado en las teas. Parte del biogás generado se tratará para el uso en un sistema de cogeneración, que permita el uso de energía en los equipos de la planta a partir del biogás producido. En la Figura 14, se resume el esquema de tratamiento de la Fase II.

Para el desarrollo de la simulación, solo se consideran las estructuras que involucran el proceso de la línea de agua, dentro del cual se encuentra el tratamiento por lodos activados.

Figura 14 PTAR Fase II - Esquema de tratamiento



Fuente: Propia

En la Figura 15, se presentan las estructuras de la PTAR Salitre, divididas por los lotes de control de cada etapa del proceso de tratamiento. Para el desarrollo del modelo de lodos activados se tendrán en consideración las estructuras del Lote 3: Tratamiento secundario y desinfección.

Figura 15 PTAR Salitre - Lotes de proceso



Fuente: (PTAR SALITRE 2021)

10.2 DESCRIPCIÓN DE LAS ESTRUCTURAS Y DATOS FÍSICO-QUÍMICOS

Para la configuración de los modelos en el software, se requiere especificar principalmente las estructuras que se encuentran involucradas en el proceso de lodos activados. La información detallada en cuanto al dimensionamiento y características del proceso se obtuvo del Contrato bajo la Modalidad Llave en Mano celebrado entre la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR) y el Consorcio Expansión PTAR Salitre (CEPS) ((CAR) 2016a), considerando que este contrato se ejecuta con recursos públicos. La consulta de esta documentación se encuentra disponible en el SECOP I, plataforma que permite el ingreso de información para las entidades públicas que realizan contrataciones con recursos públicos.

Los datos de calidad del agua son recopilados de los Informes de Gestión de operación de la Fase I, operada por EAAB (Acueducto 2021), junto con la información publicada por CEPS en su sitio web (EAAB-ESP 2021). De estas fuentes se toma la información de DBO5, SST y DQO, a la entrada de la planta (afluente), salida del proceso primario y salida de la planta (efluente).

A continuación, se presenta el resumen del proceso de cada una de las etapas del tratamiento de lodos activados.

10.2.1 Afluente

La entrada del agua residual a tratar en la PTAR Salitre, se conoce como afluente. Esta agua por tratar es conducida a través de un canal, que dirige el agua hacia la estructura de entrada, en donde se desarrolla el Pretratamiento del agua, proceso que tiene como objetivo la remoción de residuos gruesos, residuos finos, arenas y grasas.

- Datos físico – químicos

Los datos correspondientes a la calidad de agua de entrada para la implementación de los modelos en el software se resumen en la Tabla 2 y corresponden a las mediciones promedio mensuales de entrada.

Tabla 2 Parámetros físico – químicos del afluente

PARÁMETRO	VALOR
DQO (g/m ³)	395,50
DBO (g/m ³)	208,00
SST(g/m ³)	184,85

10.2.2 Clarificación primaria

- Estructuras

Luego de la salida del proceso de Pretratamiento, se desvía el agua residual hacia alguna de las dos cámaras de reparto, en donde se distribuye el agua hacia los decantadores primarios nuevos y los ocho existentes. La conducción a cada decantador primario se controla a través de compuertas motorizadas y se realiza a través de box culverts.

Son seis decantadores primarios nuevos, junto con tres estaciones de bombeo de lodos primarios. Los decantadores son circulares con un diámetro de 44,8 m. Cada estación de bombeo sirve a dos decantadores primarios, para lo cual cada clarificador primario cuenta con dos líneas de lodos hacia su estación de bombeo asociada ((CAR) 2016b) pág. 576. En la Figura 16, se ubican los decantadores primarios correspondientes a la Fase II.

Figura 16 Decantadores primarios (Fase II)



Fuente: (PTAR SALITRE 2021)

- Datos físico - químicos

El efluente del proceso de decantación primaria se convierte en el afluente o agua de entrada del proceso biológico, en la Tabla 3, se resumen estos parámetros corresponden a las mediciones promedio mensuales.

Tabla 3 Parámetros físico – químicos salida decantación primaria

PARÁMETRO	VALOR
DQO (g/m ³)	225,74
DBO (g/m ³)	135,40
SST(g/m ³)	104,96

Fuente: (Acueducto 2021)

10.2.3 Tanques de aireación

- Estructuras

El efluente de los clarificadores primarios ingresa a los canales aireados, a través de una conducción de alimentación tipo box culvert, en donde cada batería del tratamiento es provista de seis tanques de aireación en paralelo y cuentan con un canal aireado de entrada.

La mezcla dentro de los canales de entrada puede darse mediante aire difuso, o mediante dispositivos tipo surtidor. Desde este canal se distribuye el caudal hacia los diferentes tanques de aireación provistos de 2 vertederos con compuertas deslizantes ((CAR) 2016b) pág. 581.

La configuración del proceso de lodos activados es de paso único, flujo pistón. Cada reactor se compone de una zona anaeróbica y otra zona aerobia. La zona anaerobia se encuentra en la entrada del tanque, se encuentra cubierta y consta de unos agitadores, que permiten la mezcla del efluente primario y el RAS. La zona aerobia, emplea un sistema de difusión de burbuja fina, para la regulación del aire inyectado a través de los sopladores ((CAR) 2016b) pág. 582.

Dentro de la presente modelación, no se contempla la zona anaerobia, por involucrar la remoción de nitrógeno y fósforo, lo cual no contempla el alcance de la presente investigación.

El aire es suministrado a través de tuberías que permiten la distribución equitativa en cada tanque. En la Tabla 4, se resumen los datos característicos de esta estructura. En la Figura 17, se ubican los tanques de aireación correspondientes a la Fase II.

Tabla 4 Estructura de los tanques de aireación

PARÁMETRO	VALOR
Número de reactores	12
Volumen de cada reactor (m ³)	12 630
Número de balsas	6
Volumen de cada balsa (m ³)	25 334
Volumen total (m ³)	152 007
Tiempo de retención hidráulica (Horas) con caudal de 7m ³ /s	6

Fuente: ((CAR) 2016b) pág. 581

Figura 17 Tanques de aireación (Fase II)



Fuente: (PTAR SALITRE 2021)

- Datos físico - químicos

En la Tabla 5, se presentan los parámetros de funcionamiento de los tanques de aireación.

Tabla 5 Parámetros físico - químicos Tanques biológicos

PARÁMETRO	VALOR
Concentración de diseño SSLM (mg/L)	2800
Tiempo de residencia celular MM (días)	2
Tiempo de residencia celular PA (días)	2
Oxígeno efectivo requerido (AOR) (Kg O ₂ /día)	150 683
Oxígeno estándar requerido (SOR) (Kg O ₂ /día)	729 377
Factor Alpha	0,40
Oxígeno disuelto (mg/L)	2
AOR/SOR	0,21
Eficiencia de transferencia de oxígeno estándar (%)	34,3
Caudal de aire (Nm ³ /h)	318 055

Fuente: ((CAR) 2016) pág. 581

10.2.4 Clarificadores secundarios

- Estructuras

El licor de mezcla que se obtiene como efluente del proceso del tanque de aireación es conducido hacia las tres cámaras de reparto de clarificación secundaria, en donde posteriormente se conduce el agua a cada decantador a través de tuberías.

Se cuenta con doce decantadores secundarios, con un diámetro interior de 54,3 m y una profundidad de 4,6 m.

El lodo activado de recirculación (RAS) y de exceso (WAS), se conducen a la respectiva estación de bombeo de RAS/WAS, a través de tuberías. En la Tabla 6, se resumen las características de esta estructura. En la Figura 18, se ubican los decantadores secundarios correspondientes a la Fase II

Tabla 6 Estructura de los decantadores secundarios

PARÁMETRO	VALOR
Número de decantadores secundarios	12
Diámetro (m)	54,3
Altura (m)	4,6
Volumen de cada tanque (m ³)	10652,40
Volumen total (m ³)	127828,77

Fuente: ((CAR) 2016b) pág. 585

Figura 18 Decantadores secundarios (Fase II)



Fuente: (PTAR SALITRE 2021)

- Datos físico - químicos

Los datos de salida del proceso de decantación secundaria, se contempla la salida del tratamiento de la línea de agua, razón por la cual se considera como el efluente. Dentro de las simulaciones no se consideran las características de salida incluyendo el proceso de desinfección. En la Tabla 7, se resumen los datos promedio mensual de la salida.

Tabla 7 Parámetros físico - químicos salida decantadores secundarios - Efluente

PARÁMETRO	VALOR
DQO (g/m ³)	40,00
DBO (g/m ³)	13,00
SST(g/m ³)	25,00

Fuente: (PTAR SALITRE 2021)

10.2.5 Estaciones de bombeo RAS/WAS

Se contemplan tres estaciones de bombeo de RAS/WAS, una por cada cuatro decantadores secundarios. Dentro de cada estación se cuenta con medidores de flujo para el control del lodo a recircular y el lodo de exceso producido. En cada estación se emplearan bombas para la correspondiente recirculación del lodo activado a los reactores biológicos, así mismo se contarán con bombas para enviar del lodo de exceso al tratamiento de lodo correspondiente ((CAR) 2016b) pág. 585.

11. CALIBRACIÓN DEL SOFTWARE PARA EL MODELAMIENTO DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

La configuración para la modelación en el software Lynx ASM1 considera diferentes variables, que deben introducirse de acuerdo con las condiciones y características de cada uno en particular. En este capítulo se da inicio al desarrollo del según objetivo específico, al realizar inicialmente la configuración y posterior calibración del proceso de lodos activados.

11.1 CONFIGURACIÓN EN EL SOFTWARE LYNX ASM1

Los parámetros y variables de entrada a considerar en la configuración de los escenarios de modelación en el Lynx ASM1, serán descritos en los siguientes apartados.

11.1.1 Tren de tratamiento

El tren de tratamiento establecido en el software Lynx ASM1, permite modelar los tanques de aireación y decantadores secundarios. Considerando lo anterior se emplearán como entrada los datos físico – químicos correspondientes a la salida de decantación primaria, resumidos en la Tabla 3.

11.1.2 Fraccionamiento de DQO

Debido a que el modelo ASM1 establecido por la IWA y empleado en el software Lynx ASM1, toma el valor de DQO como parámetro de cuantificación de materia orgánica de las aguas residuales domésticas, es necesario realizar un fraccionamiento de la DQO, en donde se especifiquen los porcentajes de: sustrato disuelto inerte (S_i), sustrato disuelto biodegradable (S_s), sustrato particulado inerte (X_i) y sustrato particulado biodegradable (X_s).

Para el cálculo experimental de estas fracciones los métodos más distinguidos son: por respirometría y por vía físico – química, sin embargo, para el desarrollo de esta modelación se emplearon porcentajes de fraccionamientos del DQO determinados a través del método físico-químico propuesto por la Asociación Holandesa de Investigación Aplicada al Agua (STOWA) para dos PTAR ubicadas en Toluca (México): Planta Toluca Norte (PTN) y Planta Toluca Oriente (PTO) (Vázquez-Mejía et al. 2013).

El software Lynx Asm1 proporciona valores de fraccionamiento del DQO por defecto, sin embargo, estas concentraciones son obtenidos de cálculos experimentales realizados con aguas residuales municipales de Europa, por lo anterior, se optó por emplear los valores experimentales de fraccionamiento de la PTN de Toluca (México), debido a su ubicación en América Latina y las condiciones clima y características de las aguas residuales son más cercanas a las de Bogotá, en donde se ubica la PTAR Salitre. En la Tabla 8 se presentan los datos sugeridos de fraccionamiento.

Tabla 8 Fraccionamiento DQO PTAR PTN Toluca

VARIABLE	% DQO
S_s	28%
S_i	10%
X_s	45%
X_i	17%

Fuente: (Vázquez-Mejía et al. 2013)

Empleando los porcentajes de fraccionamiento de DQO sugeridos en la Tabla 8, en la Tabla 9, se presentan los datos obtenidos de DQO de entrada del modelo de 225,74 g/m³ para los escenarios a modelar en el Lynx ASM1.

Tabla 9 Fraccionamiento DQO PTAR Salitre

VARIABLE	DQO
S_s (g/m ³)	66,207
S_i (g/m ³)	22,574
X_s (g/m ³)	101,583
X_i (g/m ³)	38,376

Fuente: Propia

11.1.3 Parámetros estequiométricos

En la Tabla 10, se presenta la matriz estequiométrica empleada para la definición de los parámetros estequiométricos, solo se considera la eliminación de materia orgánica, por lo cual los valores estequiométricos de la matriz rigen la eliminación de M.O (materia orgánica) del ASM1.

Tabla 10 Matriz estequiométrica para eliminación de materia orgánica del ASM1

Componente	S_o	S_s	X_H	X_s	X_I	Tasa de reacción
Crecimiento	-0.5	-1.5	1.0			$\mu_H^{\max} \cdot \frac{S_s}{K_s + S_s} \cdot \frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} \cdot X_H$
Lisis			-1.0	+0.92	+0.8	$b_H \cdot X_H$
Hidrólisis		+1.0		-1.0		$k_H \cdot \frac{(X_s/X_H)}{K_x + (X_s/X_H)} \cdot X_H$

Fuente: (Carrillo et al. 2017)

Se optó por emplear el modelo de Tabla 10, ya que contempla 5 compuestos relevantes:

- Oxígeno disuelto (S_o)
- Sustrato disuelto biodegradable (S_s)
- Biomasa heterótrofa (X_{BH} o X_H)
- Sustrato particulado biodegradable (X_s)
- Sustrato particulado inerte (X_I)
- Tasa máxima de hidrólisis específica (K_H)

Junto con tres procesos de conversión (Crecimiento aerobio, lisis e hidrólisis). Para el proceso de crecimiento aerobio, los compuestos más importantes para el proceso son el S_o , S_s y X_{BH} ; el S_o y S_s son utilizados por la X_{BH} bajo condiciones aerobias (coeficientes negativos) para generar biomasa (coeficiente positivo). La aplicación del coeficiente de rendimiento Y_H junto con la ecuación de conservación de la DQO, es idónea para determinar todos los coeficientes estequiométricos para el crecimiento aerobio. Es posible asignar con libertad valores de +1 o -1 a los coeficientes estequiométricos de cada proceso con el fin de obtener una matriz simplificada.

La lisis representa en la matriz los procesos que abarcan pérdida de biomasa, al morir la X_{BH} , la materia resultante se divide en dos fracciones, X_s y X_I . La X_s , es utilizada como alimento lentamente biodegradable para el resto de los microorganismos presentes, y X_I la cual no es apta para considerarse como alimento, debido a que es una fracción no biodegradable, es decir no es degradada por microorganismos durante su retención.

La velocidad de la tasa de reacción depende del valor de una constante (b_H) y de la cantidad de biomasa heterótrofa presente (X_{BH}). El contenido de X_s sustrato particulado lentamente biodegradable (concentración de DQO lentamente biodegradable) interviene en el proceso de hidrólisis, en donde para obtener una velocidad de tasa de reacción máxima y el X_s se hidrolice a su máxima velocidad (K_H) para dar un origen al S_s , es necesario que exista una cantidad suficiente de fracción particulada X_s .

En la Figura 19 se presentan los valores de los parámetros cinéticos y coeficientes estequiométricos empleados por defecto en el software Lynx ASM1.

Figura 19 Valores de parámetros cinéticos y estequiométricos empleados en el Lynx ASM1

Cinéticas (por defecto valores standard ASM1 a 20°C)	
μ_h	6 día ⁻¹
μ_a	0.8 día ⁻¹
K_s	20 g/m ³
$K_{O,H}$	0.2 g/m ³
$K_{NH,H}$	0.05 g/m ³
K_{NH}	1 g/m ³
K_{NO}	0.5 g/m ³
k_a	0.08 m ³ /(g·día)
k_h	3 día ⁻¹
K_x	0.03 -
$K_{O,A}$	0.4 g/m ³
b_H	0.62 día ⁻¹
b_A	0.15 día ⁻¹
η_s	0.8 -
η_h	0.4 -
Estequiométricas	
Y_H	0.67 -
f_P	0.08 -
Y_A	0.24 -
i_{XB}	0.086 -
i_{XP}	0.06 -
i_{COD_NO3}	-4.571 -
$i_{NO3,N2}$	2.857 -
i_{Charge_SNHx}	0.071 -
i_{Charge_SNOx}	-0.07143 -
Concentración de saturación de oxígeno 9 g/m ³	
<input type="button" value="Actualizar Valores"/> <input type="button" value="Cancelar"/>	

Fuente: Software Lynx ASM1

11.1.4 Corrección por temperatura

La temperatura considerada en las modelaciones es de 15°C. Por defecto el software Lynx ASM1 presenta valores cinéticos estándar para temperatura de 20°C, por tal motivo, se realizó una corrección por temperatura de algunos de estos valores teniendo en cuenta la ecuación 10.

$$k_T = K_{T0} \theta^{(T-T0)} \quad (10)$$

Donde,

θ : Constante de Arrhenius

K_{T0} : Temperatura de referencia

Esta relación es una derivación de la ecuación de Arrhenius, la cual describe el efecto de la temperatura sobre las velocidades de reacción (Llodra Ronzano y Baqueiro Dapena 2002). En la Tabla 11 se indican los valores cinéticos a corregir.

Tabla 11 Valores cinéticos a corregir a temperatura de 15°C

VARIABLE CINETICA	DESCRIPCIÓN
k_X	Coeficiente de semisaturación para la hidrólisis del sustrato lentamente biodegradable
b_A	Coeficiente de decaimiento de las bacterias autótrofas
b_H	Coeficiente de decaimiento de las bacterias autótrofas
k_a	Velocidad máxima de crecimiento para la amonificación
k_h	Velocidad máxima de crecimiento para la hidrólisis
μ_a	Velocidad máxima de crecimiento para la biomasa autótrofa
μ_H	Velocidad máxima de crecimiento para la biomasa heterótrofa

En la Tabla 12, se resumen los datos obtenidos luego de aplicar la ecuación 10 y realizar la ecuación por temperatura de 15°C.

Tabla 12 Valores cinéticos a 15°C

VARIABLE CINETICA	VALOR A TEMP 20°C	VALOR A TEMP 15°C
$k_X(\text{gCOD/gCOD})$	0.03	0.017
$b_A (1/\text{d})$	0.15	0.087
$b_H (1/\text{d})$	0.62	0.352
$k_a(\text{m}^3/(\text{gCOD} \cdot \text{d}))$	0.08	0.057
$k_h (\text{gCOD}/(\text{gCOD} \cdot \text{d}))$	3	1.733
$\mu_a (1/\text{d})$	0.8	0.490
$\mu_H (1/\text{d})$	6	4.238

11.1.5 Concentración de saturación

Dentro de las variables a ingresar dentro del software Lynx ASM1, se encuentra la concentración de saturación, la cual debe ser corregida por causa de la presión atmosférica de Bogotá.

Para esta corrección se emplea la ecuación 11 para la corrección de la concentración de saturación (C_s) seguida de la ecuación 12, para la corrección de la presión (C_p).

$$C_s = 14,625 - 0,41022 * T + 0,007991 * T^2 - 0,000074 * T^3 \quad (11)$$

$$C_p = \frac{C_s * P_{atm}}{760mmHg} \quad (12)$$

Donde,

T= Temperatura de simulación (15°C)

Patm = Presión atmosférica en Bogotá (550mmHg)

En la Tabla 13, se indican los datos obtenidos de concentración de saturación de oxígeno, aplicando las ecuaciones 11 y 12.

Tabla 13 Corrección concentración de saturación

DATO	VALOR INICIAL A TEMP 20°C	VALOR CORRECCIÓN A TEMP 15°C
Concentración de saturación de oxígeno (g/m³)	9,0	7,3

11.1.6 Ingreso de datos en el software Lynx ASM1

En la Figura 20, se indican las diferentes secciones de los datos que deben ser ingresados de acuerdo al bloque operacional que se desee modificar.

Figura 20 Bloques de operación Lynx ASM1

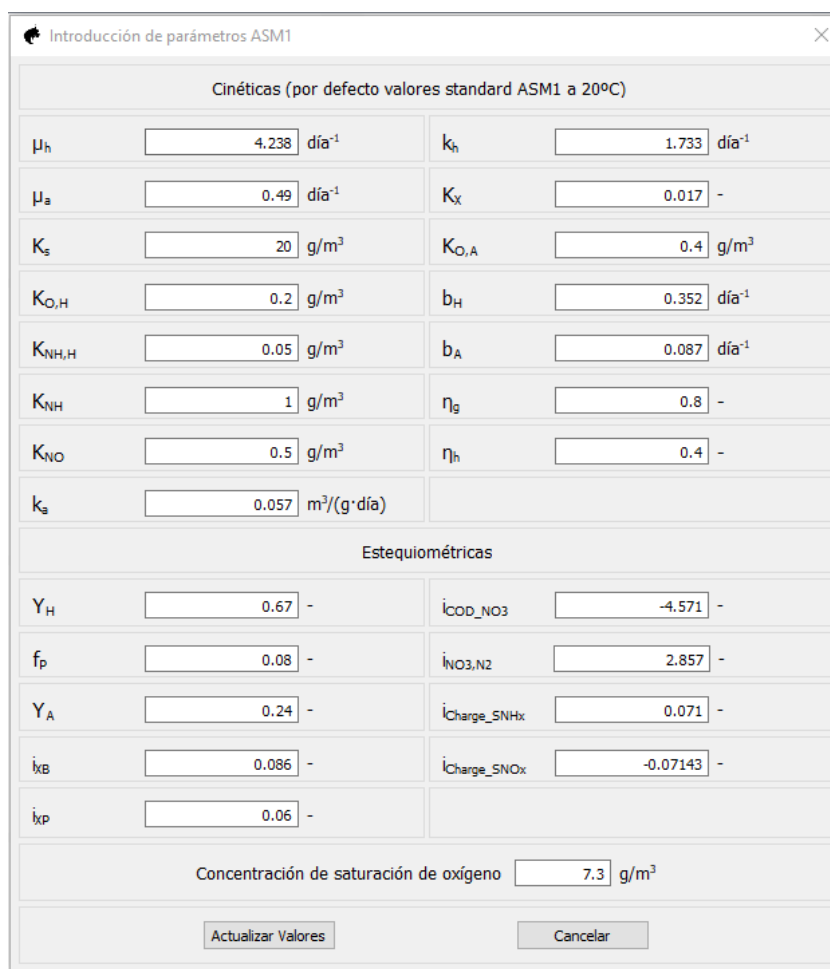


Fuente: Software Lynx ASM1

Parámetros de entrada

En este bloque se definen los valores para los coeficientes cinéticos, estequiométricos y de concentración de saturación de oxígeno. El software indica valores por defecto, sin embargo, se modificaron algunos datos cinéticos y el valor de concentración de saturación de oxígeno de acuerdo con la corrección realizada por temperatura, cuyos valores están expresados en las Tablas 13 y 14 respectivamente; de esta manera, en la en la Figura 21 se evidencia el bloque de operación para parámetros ASM1 con las correcciones realizadas.

Figura 21 Bloque operacional "Introducción de parámetros ASM1"



Cinéticas (por defecto valores standard ASM1 a 20°C)					
μ_h	4.238	día ⁻¹	k_h	1.733	día ⁻¹
μ_a	0.49	día ⁻¹	K_X	0.017	-
K_s	20	g/m ³	$K_{O,A}$	0.4	g/m ³
$K_{O,H}$	0.2	g/m ³	b_H	0.352	día ⁻¹
$K_{NH,H}$	0.05	g/m ³	b_A	0.087	día ⁻¹
K_{NH}	1	g/m ³	η_g	0.8	-
K_{NO}	0.5	g/m ³	η_h	0.4	-
k_a	0.057	m ³ /(g·día)			
Estequiométricas					
Y_H	0.67	-	i_{COD_NO3}	-4.571	-
f_p	0.08	-	i_{NO3_N2}	2.857	-
Y_A	0.24	-	i_{Charge_SNHx}	0.071	-
i_{xB}	0.086	-	i_{Charge_SNOx}	-0.07143	-
i_{xP}	0.06	-			
Concentración de saturación de oxígeno				7.3	g/m ³
Actualizar Valores			Cancelar		

Fuente: Software Lynx ASM1

Esta corrección aplica para los dos escenarios a modelar.

Influente (Afluente)

En el bloque de “Influente” se realizó la caracterización del afluente estacionario. Para esta caracterización existen cuatro posibles modos de ingreso (Ver Figura 22).

Figura 22 Caracterización de afluente ASM1

The screenshot shows a software window titled "Caracterización del Influyente". It contains a tabbed interface with four tabs: "Fraccionamiento ASM1", "Analítica detallada", "Analítica básica", and "Fraccionamiento ASM1 DINÁMICO". The "Fraccionamiento ASM1" tab is currently selected. At the top, there is a "Caudal" (Flow) input field set to 250 m³/día and a button "Elija un método para introducir valores influent". Below the tabs, there are two columns of input fields for various parameters, all in g/m³. The parameters and their values are: S_S (241.5), S_{NH} (45.9), X_S (225.7), S_{NO} (7.2), X_{BH} (21), X_{NO} (6.77), X_{BA} (0), S_{ALK} (100), X_P (0), S_I (21), S_O (0), X_i (15.7), and S_{NO} (0.85). At the bottom, there are two buttons: "Actualizar Valores" and "Cancelar".

Parameter	Value (g/m³)
S _S	241.5
S _{NH}	45.9
X _S	225.7
S _{NO}	7.2
X _{BH}	21
X _{NO}	6.77
X _{BA}	0
S _{ALK}	100
X _P	0
S _I	21
S _O	0
X _i	15.7
S _{NO}	0.85

Fuente: Software Lynx ASM1

Las tres primeras pestañas de la ventana, “Fraccionamiento ASM1”, “Analítica detallada” y “Analítica básica” se caracterizan por el ingreso de caudales y concentraciones que son constantes en el tiempo, lo cual hace que el afluente sea estacionario. La pestaña restante “Fraccionamiento ASM1 DINÁMICO” establece un afluente dinámico, en donde los parámetros de remoción de M.O serán variables con el tiempo.

Para efectos de los dos escenarios de modelación propuestos en el software Lynx ASM1, se realiza la introducción mediante la pestaña “Fraccionamiento ASM1”, ya que este es el método más acorde a los datos entrada recopilados. En la Figura 23 se observa la caracterización del afluente del Escenario 1 y en la Figura 24 el Escenario 2.

Figura 23 Caracterización afluente Escenario 1

Caracterización del Influyente

Caudal: 208976 m³/día

Elija un método para introducir valores influente

Fraccionamiento ASM1 | Analítica detallada | Analítica básica | Fraccionamiento ASM1 DINÁMICO

S _S	63.207 g/m ³	S _{NH}	45.9 g/m ³
X _S	101.583 g/m ³	S _{ND}	3.115212 g/m ³
X _{BH}	0 g/m ³	X _{ND}	2.912046 g/m ³
X _{BA}	0 g/m ³	S _{ALK}	100 g/m ³
X _P	0 g/m ³	S _i	22.574 g/m ³
S _O	2 g/m ³	X _i	38.376 g/m ³
S _{ND}	0.85 g/m ³		

Actualizar Valores Cancelar

Fuente: Software Lynx ASM1

Figura 24 Caracterización afluente Escenario 2

Caracterización del Influyente

Caudal: 610938 m³/día

Elija un método para introducir valores influente

Fraccionamiento ASM1 | Analítica detallada | Analítica básica | Fraccionamiento ASM1 DINÁMICO

S _S	63.207 g/m ³	S _{NH}	45.9 g/m ³
X _S	101.583 g/m ³	S _{ND}	3.115212 g/m ³
X _{BH}	0 g/m ³	X _{ND}	2.912046 g/m ³
X _{BA}	0 g/m ³	S _{ALK}	100 g/m ³
X _P	0 g/m ³	S _i	22.574 g/m ³
S _O	2 g/m ³	X _i	38.376 g/m ³
S _{ND}	0.85 g/m ³		

Actualizar Valores Cancelar

Fuente: Software Lynx ASM1

Configuración PTAR

Figura 25 Definición de líneas de reactores y distribución de caudal para Escenario 1

Fuente: Software Lynx ASM1

	Fracción caudal a línea	Número de zonas línea
Línea 1	0.1666667	1
Línea 2	0.1666667	1
Línea 3	0.1666667	1
Línea 4	0.1666667	1
Línea 5	0.1666667	1
Línea 6	0.1666667	1

Añadir línea

Distr. uniforme

Eliminar línea

67

cada línea tendrá un reactor de 25334 m³ y su comportamiento será aerobio, considerando un valor de oxígeno disuelto de 2 g/m³ (Ver Figuras 27 y 28).

Figura 27 Zonas de reacción Escenario 1

	Volumen (m3)	Valor	Fijar So/kla	Línea
Zona 1	25334	2	So(g/m3) ▼	1
Zona 2	25334	2	So(g/m3) ▼	2

Añadir zona

en Línea 2 ▼

Eliminar zona

Fuente: Software Lynx ASM1

Figura 28 Zonas de reacción Escenario 2

	Volumen (m3)	Valor	Fijar So/cla	Línea
Zona 1	25334	2	So(g/m3) ▼	1
Zona 2	25334	2	So(g/m3) ▼	2
Zona 3	25334	2	So(g/m3) ▼	3
Zona 4	25334	2	So(g/m3) ▼	4
Zona 5	25334	2	So(g/m3) ▼	5
Zona 6	25334	2	So(g/m3) ▼	6

Añadir zona

en Línea 6 ▼

Eliminar zona

Fuente: Software Lynx ASM1

Seguido a lo anterior, se identifican los enlaces que se pueden establecer entre el reactor, el decantador y mezclador, asimismo la relación de caudales de cada enlace. Para efecto de la simulación de los dos escenarios, no se tiene en cuenta la recirculación interna. Cada escenario emplea un enlace entre la zona de reacción y el decantador, con una fracción de caudal de 1, es decir que el 100% del caudal se transporta de la zona al decantador. En las Figuras 29 y 30 se indican los enlaces establecidos para cada escenario.

Figura 29 Enlaces Escenario 1

	Z. Origen	Z. Destino	Fracción caudal
Enlace 1	Zona 1 ▼	Decant. ▼	1
Enlace 2	Zona 2 ▼	Decant. ▼	1

Añadir enlace

Eliminar enlace

Fuente: Software Lynx ASM1

Figura 30 Enlaces Escenario 2

	Z. Origen	Z. Destino	Fracción caudal
Enlace 1	Zona 1	Decant.	1
Enlace 2	Zona 2	Decant.	1
Enlace 3	Zona 3	Decant.	1
Enlace 4	Zona 4	Decant.	1
Enlace 5	Zona 5	Decant.	1
Enlace 6	Zona 6	Decant.	1

Añadir enlace

Eliminar enlace

Fuente: Software Lynx ASM1

Por último, se activó la incorporación de la recirculación externa y purga de lodos (RAS y WAS) hacia cabecera de reactor, teniendo en cuenta que el valor de caudal a cabecera ($\text{m}^3/\text{día}$) es el caudal que sale del fondo del decantador, mientras que el caudal purgado ($\text{m}^3/\text{día}$), será el porcentaje de lodo de desecho que se retirara del sistema y será enviado al tratamiento en la línea de lodo.

Se establecido un 70% del caudal del afluente para la recirculación y un 1% del caudal de purga que se almacene en el decantador. El rendimiento del decantador es de 0.995, es decir que el 99.5% de las fracciones particuladas decantan y escapan por la corriente de fondo del decantador y el 0.5% restante de las fracciones particuladas, junto con la totalidad de las fracciones solubles, escapan a la corriente de recirculación externa. En las Figuras 31 y 32, se indican las configuraciones para cada escenario.

Figura 31 Recirculación externa + purga Escenario 1

<input checked="" type="checkbox"/> Recirculación externa + purga		
Caudal a cabecera (m3/día)	Caudal purgado (m3/día)	Rendimiento Decantador
146283.2	2089.76	0.995

Fuente: Software Lynx ASM1

Figura 32 Recirculación externa + purga Escenario 2

<input checked="" type="checkbox"/> Recirculación externa + purga		
Caudal a cabecera (m3/día)	Caudal purgado (m3/día)	Rendimiento Decantador
427656.6	6109.38	0.995

Fuente: Software Lynx ASM1

Para los escenarios no se tuvo en cuenta la línea de tratamiento de lodos, debido a que el alcance del proyecto solo contempla la línea de agua correspondiente al tratamiento secundario por lodos activados.

Una vez establecidos todos los parámetros que componen el bloque de “Configuración de la PTAR”, se obtiene la configuración de cada escenario (Ver Figuras 33 y 34). En las figuras 35 y 36 se observan los esquemas de cada escenario.

Figura 33 Configuración PTAR Escenario 1

	Fracción caudal a línea	Número de zonas línea
Línea 1	0.5	1
Línea 2	0.5	1

	Volumen (m3)	Valor	Fijar So/kl	Línea
Zona 1	25334	2	So(g/m3) ▼	1
Zona 2	25334	2	So(g/m3) ▼	2

	Z. Origen	Z. Destino	Fracción caudal
Enlace 1	Zona 1 ▼	Decant. ▼	1
Enlace 2	Zona 2 ▼	Decant. ▼	1

☒ Rediculación externa + purga

Caudal a cabecera (m3/día)	Caudal purgado (m3/día)	Rendimiento Decantador
146283.2	2089.76	0.995

☐ Retorno de fangos

pfangos (g/m³)
 SSTαDQO

Fracc. Clarificado
 ηesp

Fracc. Escurrido
 ηdesh

Fuente: Software Lynx ASM1

Figura 34 Configuración PTAR Escenario 2

	Fracción caudal a línea	Número de zonas línea
Línea 1	0.166667	1
Línea 2	0.166667	1
Línea 3	0.166667	1
Línea 4	0.166667	1
Línea 5	0.166667	1
Línea 6	0.166667	1

	Volumen (m3)	Valor	Fijar So/kl	Línea
Zona 1	25334	2	So(g/m3) ▼	1
Zona 2	25334	2	So(g/m3) ▼	2
Zona 3	25334	2	So(g/m3) ▼	3
Zona 4	25334	2	So(g/m3) ▼	4
Zona 5	25334	2	So(g/m3) ▼	5
Zona 6	25334	2	So(g/m3) ▼	6

	Z. Origen	Z. Destino	Fracción caudal
Enlace 1	Zona 1 ▼	Decant. ▼	1
Enlace 2	Zona 2 ▼	Decant. ▼	1
Enlace 3	Zona 3 ▼	Decant. ▼	1
Enlace 4	Zona 4 ▼	Decant. ▼	1
Enlace 5	Zona 5 ▼	Decant. ▼	1
Enlace 6	Zona 6 ▼	Decant. ▼	1

☒ Rediculación externa + purga

Caudal a cabecera (m3/día)	Caudal purgado (m3/día)	Rendimiento Decantador
427656.6	6109.38	0.995

☐ Retorno de fangos

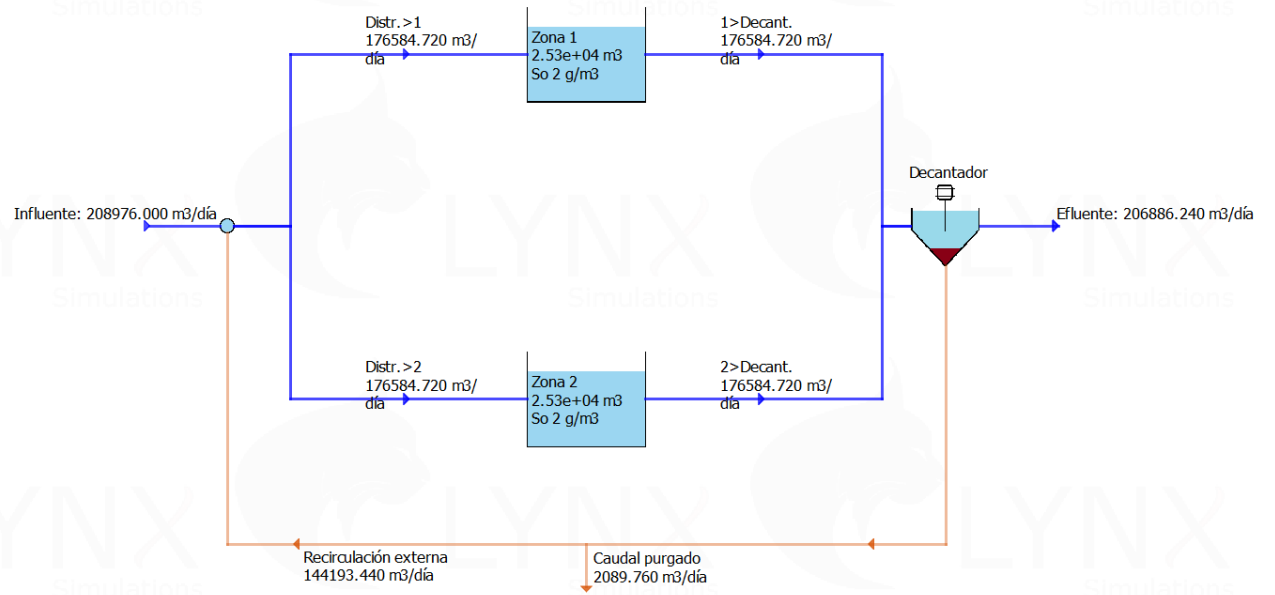
pfangos (g/m³)
 SSTαDQO

Fracc. Clarificado
 ηesp

Fracc. Escurrido
 ηdesh

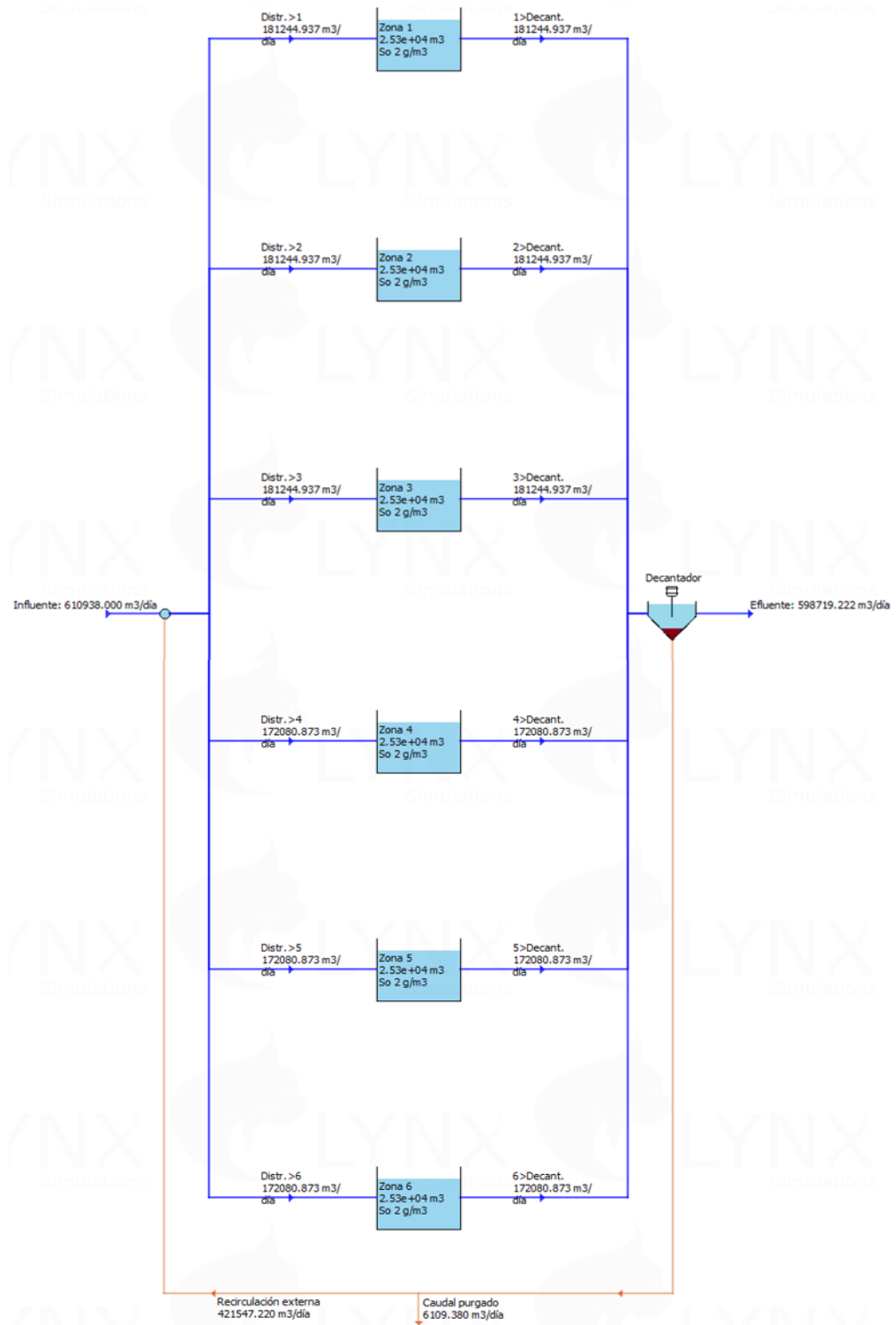
Fuente: Software Lynx ASM1

Figura 35 Esquema Escenario 1



Fuente: Software Lynx ASM1

Figura 36 Esquema Escenario 2



Fuente: Software Lynx ASM1

12. ANÁLISIS DE RESULTADOS DE LOS ESCENARIOS DE MODELACIÓN

En este capítulo se presentan las condiciones y parámetros para la modelación en el software Lynx ASM1 de la PTAR Salitre. Se establece la modelación bajo dos escenarios, en donde varía el caudal a tratar y por consiguiente el número de estructuras a emplear en el tratamiento. El Escenario 1, contempla las condiciones recientes de operación de la planta, el Escenario 2, considera las condiciones para el funcionamiento con el caudal nominal para el cual ha sido diseñada. A continuación, se describen los dos escenarios bajo los cuales se realizan las simulaciones en la Tabla 14.

Tabla 14 Escenarios de modelación

PARÁMETRO	ESCENARIO 1	ESCENARIO 2
Caudal salida tratamiento primario (m³/s)	2,42	7,07
Caudal salida tratamiento primario (m³/día)	208976,00	610938,00
Nº de tanques de aireación	2	6
Volumen de decantadores secundarios (m³)	50669	152004
Nº de decantadores secundarios	4	12
Volumen de decantadores secundarios (m³)	42609,6	127828,8
DQO	225,74 (g/m³)	225,74 (g/m³)

12.1 Escenario 1

La modelación correspondiente al Escenario 1, considera un valor de caudal inferior al de diseño para la operación de la PTAR, de acuerdo a la información recolectada en (PTAR SALITRE 2021), esta es la condición actual de operación de la Fase II.

Considerando los valores correspondientes a los volúmenes de las estructuras y el caudal a emplear se resume a continuación los parámetros ingresados en el software en la Tabla 15. Esta simulación se modela para 30 días.

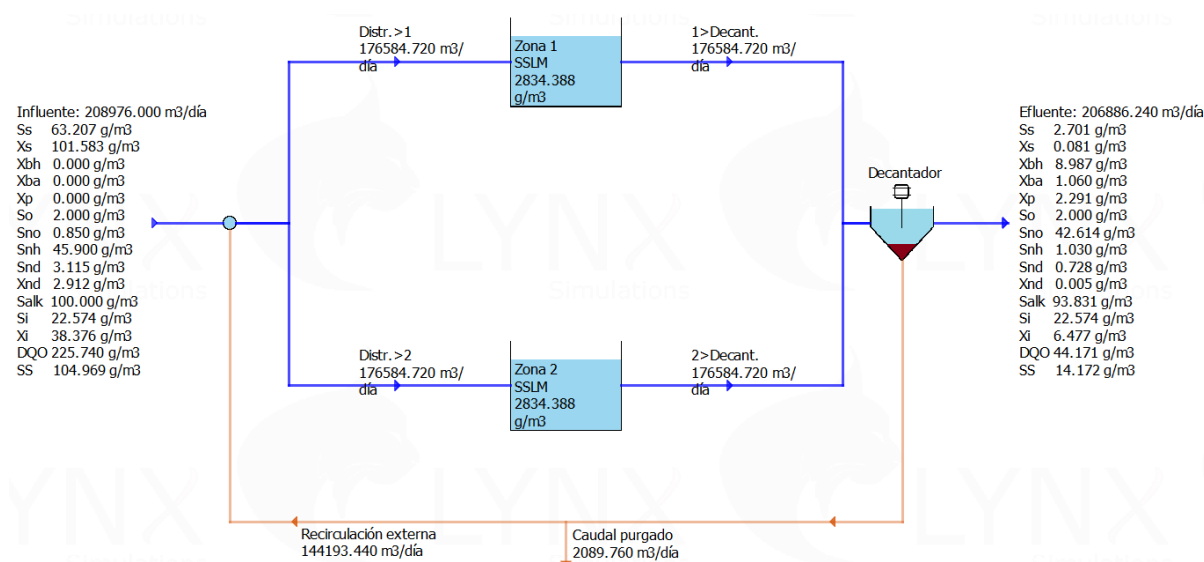
Tabla 15 Resumen datos Escenario 1

PARAMETRO	VALOR
Caudal (m³/s)	2,42
Caudal (m³/día)	208976,00
Tanques de aireación	2
Volumen tanques de aireación(m³)	50669
Decantadores secundarios	4
Volumen decantadores secundarios (m³)	42609,6
*DQO (mg/L) salida clarificación primaria	225,74

*Solo es requerido el valor correspondiente al DQO, para la modelación en el software

En la Figura 37, se presentan los datos obtenidos con la modelación del Escenario 1. En esta figura se evidencia el esquema modelado y dos bloques de datos. El bloque de la izquierda resume los parámetros de entrada (Fraccionamiento de la DQO) que están presentes en el afluente y fueron configurados previamente en el sistema. El bloque de la derecha resume los resultados de las concentraciones presentes en el efluente luego de su proceso por el tren de tratamiento.

Figura 37 Resultados Escenario 1



Fuente: Software Lynx ASM1

Análisis concentración DQO

La concentración de DQO indicada en el afluente del modelo (salida de la clarificación primaria) fue de 225,74 g/m³; y una vez simulado el escenario se obtuvo un valor de DQO en el efluente de 44,17 g/m³, representando un porcentaje de remoción del 80,433% (Ver Tabla 16). El porcentaje de remoción obtenido indica que la concentración de oxígeno disuelto establecida (2 g/m³) es un valor óptimo para que el proceso de oxidación de materia orgánica se cumpla de manera favorable.

Tabla 16 Concentración DQO en afluente y efluente Escenario 1

DQO AFLUENTE	DQO EFLUENTE	REMOCIÓN
225,740 g/m ³	44,171 g/m ³	80,433%

Fuente: Software Lynx ASM1

Contractualmente según ((CAR) 2016), se considera como parámetro de cuantificación de la concentración de materia orgánica en el efluente a la DBO, se realizó una relación de DQO/DBO para determinar la concentración de DBO en efluente del escenario 1. Según (Carrillo et al. 2017) , una relación de DQO/DBO típica para aguas residuales con altas concentraciones de contaminantes, de entre 2,5 a 3,5. Aplicando esta relación con un valor de 2,5 se obtiene el un valor de DBO De 17,668 g/m³.

$$\frac{DQO}{DBO} = 2,5 \rightarrow DBO = \frac{44,171 \text{ g/m}^3}{2,5} = 17,668 \text{ g/m}^3$$

La concentración de DBO en efluente debe ser un valor alrededor de 28 mg/l (28 g/m³), de acuerdo a lo establecido en el contrato, por lo tanto comparando el valor requerido con el resultado obtenido en el Escenario 1, este escenario 1 cumple a satisfacción con el parámetro de remoción de DBO.

Análisis concentración SST

El valor de SST indicado en el afluente fue de 104,969 g/m³, al finalizar la simulación se obtuvo un valor de 14,172 g/m³, lo que equivale a un 86,499% de remoción de SST (Ver Tabla 17). Esta remoción se debe a procesos de biodegradación y sedimentación de la materia orgánica presentada en el tren de tratamiento. Contractualmente en ((CAR) 2016), se indica que el valor de SST en el efluente debe estar alrededor de 25 mg/l (25 g/m³). Comparando este resultado con el obtenido en el Escenario 1, se evidencia una diferencia de 9,244 g/m³ por debajo del valor requerido. Esta diferencia se puede ser por cauda de la eficiencia de los procesos que ocurren en el reactor y el decantador, también al porcentaje de recirculación y purga establecidos afectando esta concentración, ya que, a menor porcentaje de lodos purgados, mayor será la concentración de SST en el efluente.

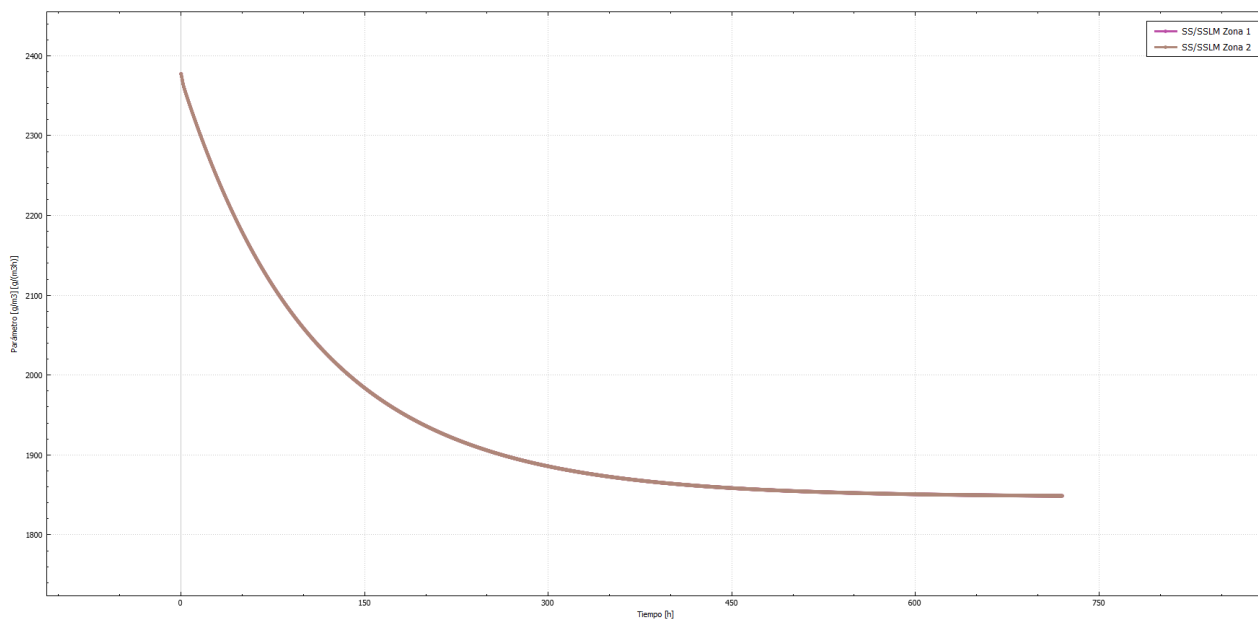
Tabla 17 Concentración SST Afluente y efluente Escenario 1

SST AFLUENTE	SST EFLUENTE	REMOCIÓN
104,969 g/m ³	14,172 g/m ³	86,499%

Fuente: Software Lynx ASM1

En la Figura 38, se observa la concentración de SSLM que se presenta en cada reactor biológico del Escenario 1.

Figura 38 SSLM en los reactores biológicos



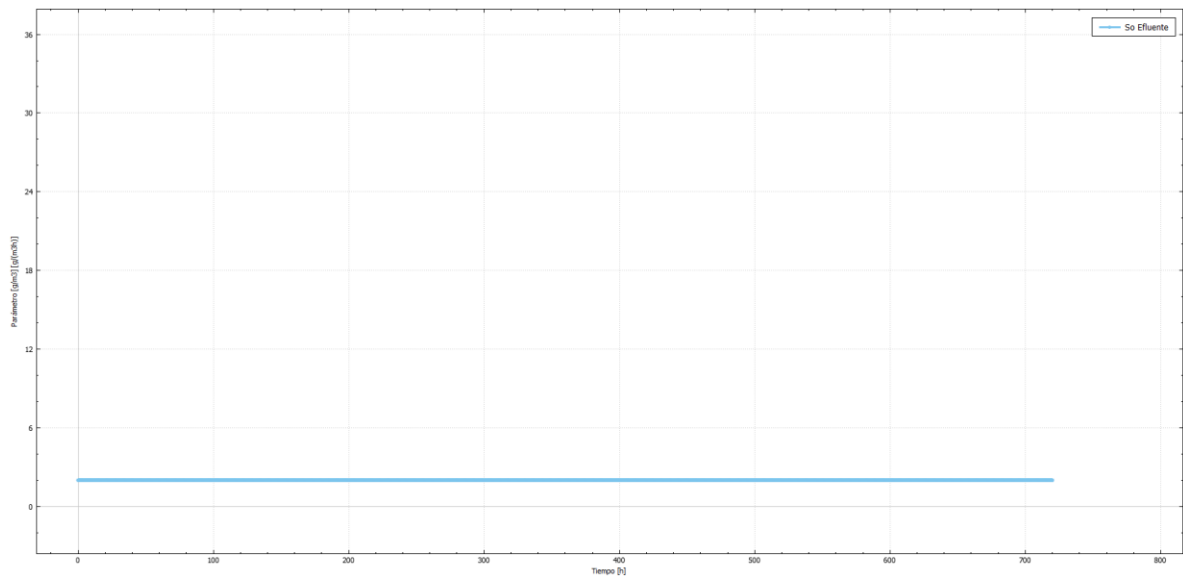
Fuente: Software Lynx ASM1

Los SSLM variaran durante toda la simulación, iniciando con un valor de 2377,5 g/m^3 , y a partir del día 29, la concentración de SSLM se mantiene constante con un valor de 1834,388 g/m^3 hasta finalizar la simulación. De acuerdo con la información recopilada previamente, se indica una concentración optima de diseño de SSLM de 2800 mg/l. Comparando esta especificación con los datos arrojados por la simulación se observa que existirá una diferencia de concentración que variará desde los 422,5 mg/l inicialmente hasta 34,388 mg/l una vez finalizada la simulación. La variación de los SSLM en el tanque dependerá del caudal purgado que se esté empleando, para efectos del Escenario 1, si se aumenta la purga la concentración de SSLM disminuirá, pero si la purga disminuye, la concentración de SSLM aumentará en el reactor biológico.

Oxígeno disuelto (So)

Debido a que la modelación del Escenario 1 es estacionaria la inyección de O_2 a los reactores biológicos es constante (Ver Figura 39). Como se mencionó anteriormente, el So establecido fue de 2 g/m^3 . Esta concentración es de gran importancia para el proceso de crecimiento aerobio. El So empleado resulta óptimo para el sistema ya que (Marín y Osés 2013) indica que se recomienda que el oxígeno disuelto se encuentre entre 1 y 3 g/m^3 . Los valores inferiores a 1 g/m^3 no garantizan que en el reactor se presenten condiciones aerobias, y un valor superior a 3 g/m^3 no presentan un beneficio considerable, además se presenta un consumo innecesario de energía en el sistema de aireación.

Figura 39 Oxígeno disuelto So efluente Escenario 1



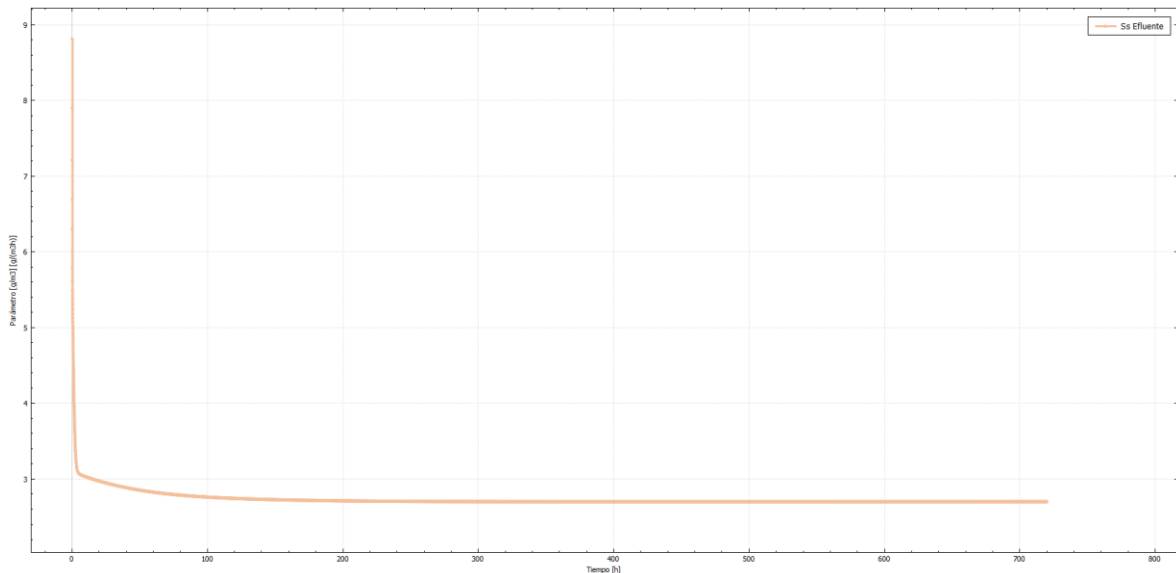
Fuente: Software Lynx ASM1

Análisis fraccionamiento de DQO

- Sustrato soluble biodegradable (S_S).

El (S_S), sufrió un decaimiento en el sistema, inicia con una concentración en el afluente de $63,207 \text{ g/m}^3$ y finaliza con una concentración en efluente de $2,701 \text{ g/m}^3$. Esta disminución de sustrato se debe a su participación en el proceso de crecimiento aerobio junto con el S_O , ya que para la generación de biomasa se necesita una cantidad necesaria de este sustrato. En la Figura 40, se presenta el comportamiento que tiene el S_S en el efluente, en donde la concentración se estabilizara con un valor de $2,701 \text{ g/m}^3$ al cabo de 20,5 días.

Figura 40 Sustrato soluble biodegradable (S_S) efluente Escenario 1

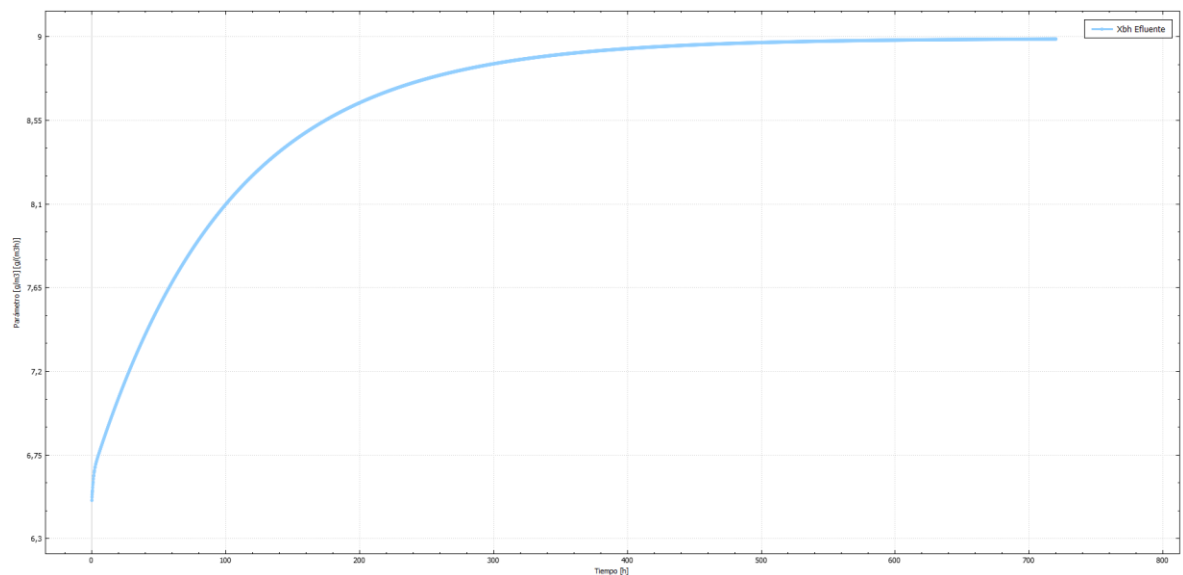


Fuente: Software Lynx ASM1

- Biomasa heterótrofa (X_{BH})

La biomasa heterótrofa tuvo un crecimiento en su concentración. Inicio con un valor de 0 g/m^3 ya que para el fraccionamiento de DQO no se considera esta fracción tal cual como lo indica (Vázquez-Mejía et al. 2013), y finaliza con una concentración en el efluente de $8,967 \text{ g/m}^3$. El aumento se debe a que la X_{BH} usa el S_S y el S_O para su crecimiento en condiciones aerobias. La concentración de X_{BH} se estabiliza en el efluente a los 29 días con un valor de 8.967 g/m^3 (Ver Figura 41). En el reactor biológico la X_{BH} crece, iniciando con un valor de 1300 g/m^3 y a los 30 días se obtiene una concentración de $1797,411 \text{ g/m}^3$.

Figura 41 Biomasa heterótrofa (X_{BH}) efluente Escenario 1

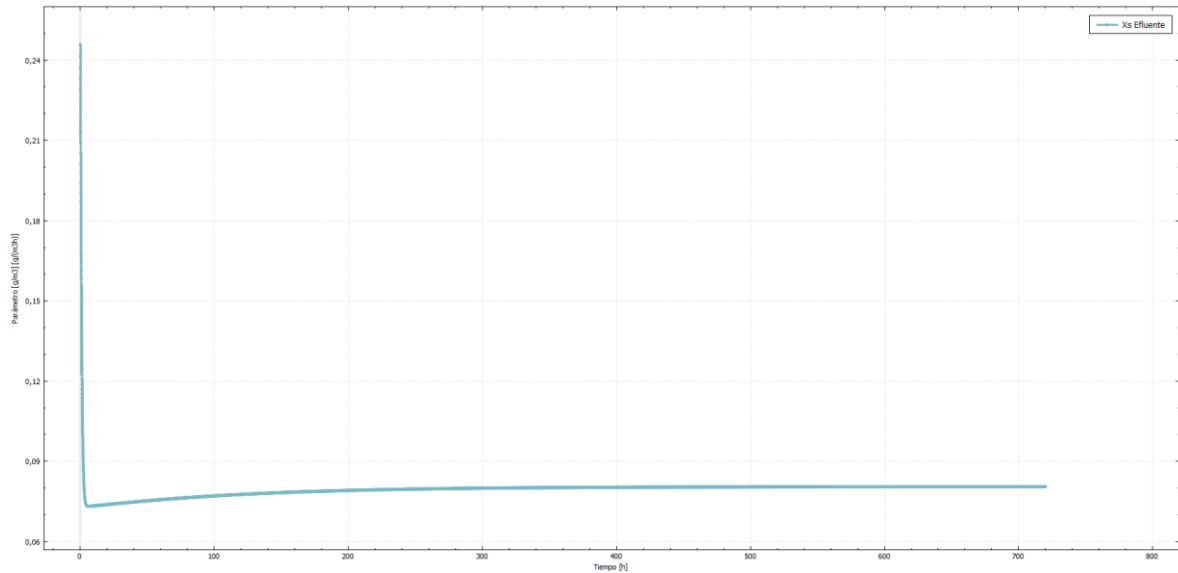


Fuente: Software Lynx ASM1

- Sustrato particulado lentamente biodegradable (X_S)

El X_S sufrió una pérdida en su concentración. Inicio con una carga de $101,583 \text{ g/m}^3$ en el afluente y al cabo de 30 días su concentración en el efluente fue de $0,081 \text{ g/m}^3$. Esto se debe a que el X_S debe hidrolizarse para que sea convertido en S_S y sirvan de alimento a los microorganismos en el reactor. La concentración de X_S en el efluente se estabilizó al cabo de 24 días con un valor de $0,081 \text{ g/m}^3$ (Ver figura 42).

Figura 42 Sustrato particulado lentamente biodegradable (X_S) efluente Escenario 1

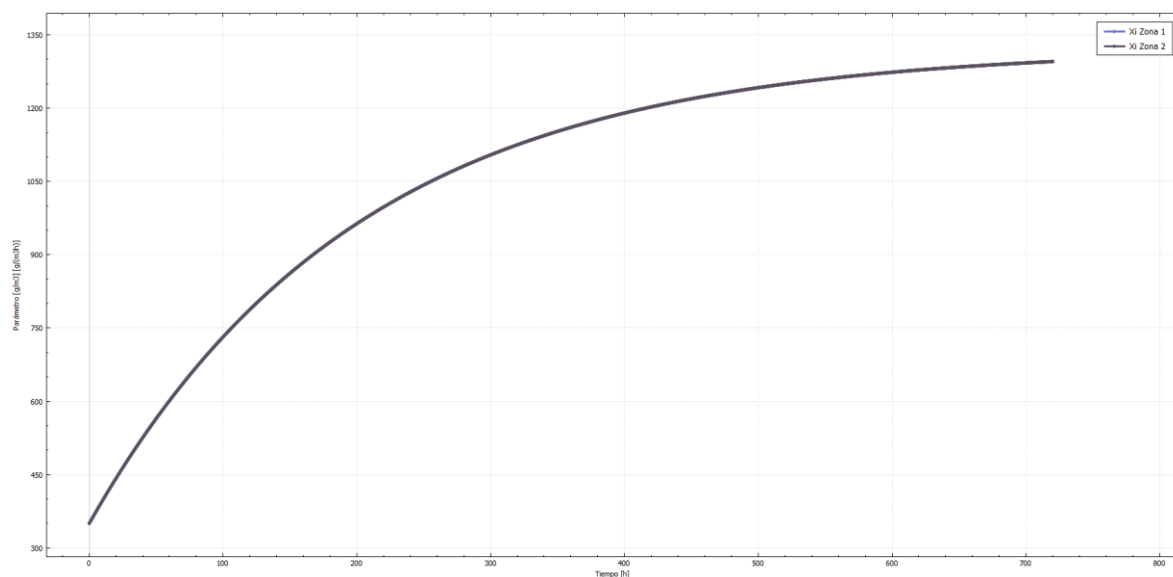


Fuente: Software Lynx ASM1

- Sustrato particulado inerte (X_I)

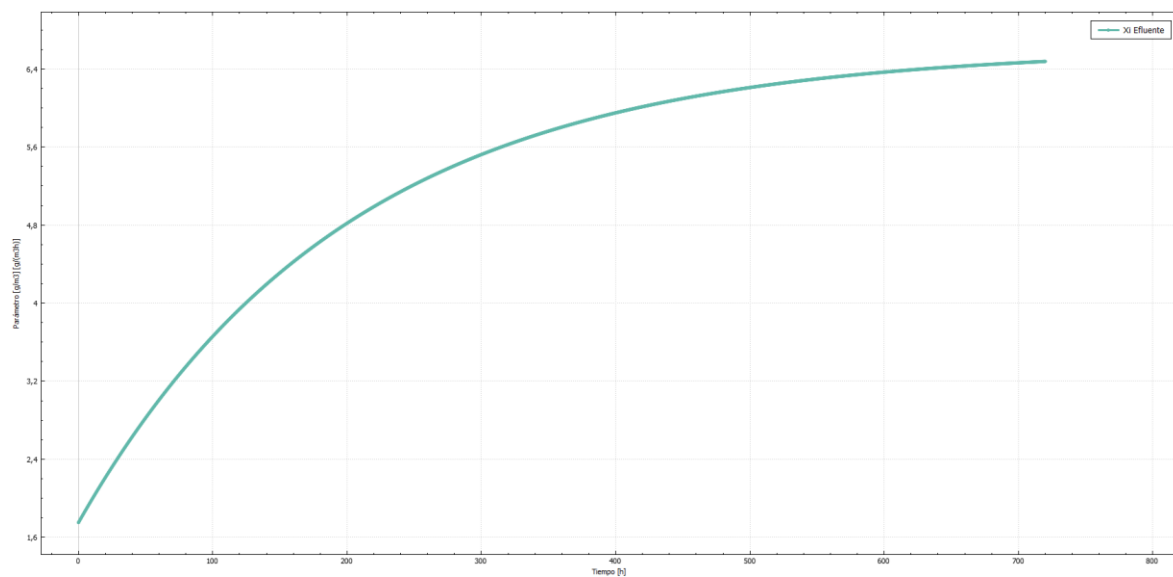
El X_I sufrió un aumento de su concentración en cada reactor, pasando de 350 g/m^3 a $1295,491 \text{ g/m}^3$, una vez transcurridos los 30 días de simulación. El aumento se debe al proceso de Lisis, en donde un porcentaje de la X_{BH} que muere, se convierte en sustrato particulado inerte (Ver Figura 41). Esta fracción se ira acumulando, ya que no es considerada como alimento, debido a que es una fracción no biodegradable. En la Figura 43 se observa que en el efluente la concentración de X_i se estabiliza al cabo de 30 días con una concentración de 6.477 g/m^3 , sufriendo una remoción de 83,123% respecto a su valor inicial en el afluente de 38.376 g/m^3 .

Figura 43 Sustrato particulado inerte (X_i) zona 1 y 2 Escenario 1



Fuente: Software Lynx ASM1

Figura 44 Sustrato particulado inerte (X_i) efluente Escenario 1



Fuente: Software Lynx ASM1

12.2 Escenario 2

La modelación correspondiente al Escenario 2, considera el valor de caudal de diseño para la operación de la PTAR Fase II.

Considerando los valores correspondientes a los volúmenes de las estructuras y el caudal a emplear se resume a continuación los parámetros ingresados en el software en la Tabla 18. Esta simulación se modela para 30 días.

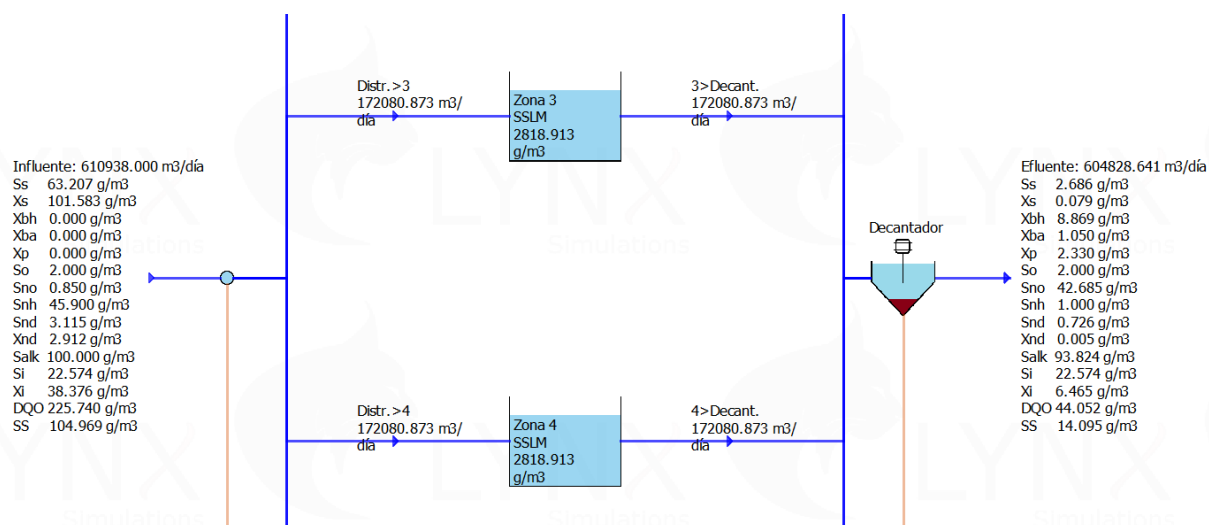
Tabla 18 Resumen datos Escenario 2

PARAMETRO	VALOR
Caudal (m³/s)	7,07
Caudal (m³/día)	610938,00
Tanques de aireación	6
Volumen tanques de aireación(m³)	152004,0
Decantadores secundarios	12
Volumen decantadores secundarios (m³)	127828,8
*DQO (mg/L)	225,74

*Solo es requerido el valor correspondiente al DQO, para el fraccionamiento correspondiente.

En la Figura 45, se presentan los datos obtenidos de la modelación del Escenario 2 realizada en software Lynx ASM1.

Figura 45 Resultados Escenario 2



Fuente: Software Lynx ASM1

Análisis concentración DQO

La concentración de DQO indicada en el afluente fue de 225,74 g/m³; y una vez simulado el escenario se obtuvo un valor de DQO en el efluente de 44,052 g/m³, representando una remoción del 80,485% (Ver Tabla 19). Al igual que en el Escenario 1 el porcentaje de remoción obtenido indica que la concentración de oxígeno disuelto (2 g/m³) es un valor óptimo para que el proceso de oxidación de materia orgánica se cumpla de manera favorable. Aplicando la relación DQO/DBO con un valor de 2,5 se obtiene el siguiente valor de DBO.

Tabla 19 Concentración DQO en afluente y efluente Escenario 2

DQO AFLUENTE	DQO EFLUENTE	REMOCIÓN
225,74 g/m ³	44,052 g/m ³	80.485%

Fuente: Software Lynx ASM1

$$\frac{DQO}{DBO} = 2,5 \rightarrow DBO = \frac{44,052 \text{ g/m}^3}{2,5} = 17,621 \text{ g/m}^3$$

Comparando el valor requerido contractualmente de 28 mg/l con el resultado obtenido en el Escenario 2, esta calibración cumple a satisfacción con el parámetro de remoción de DBO.

Análisis concentración SST

El valor de SST indicado en el afluente fue de 104,969 g/m³, al finalizar la simulación durante 30 días se obtuvo un valor de 14,095 g/m³, representado una remoción del 86,573% (Ver Tabla 20). Esta remoción se debe a procesos de biodegradación y sedimentación de la materia orgánica presentada en el tren de tratamiento. Comparando el valor aproximado requerido contractualmente de 25 mg/l, con el resultado obtenido en el Escenario 2, se evidencia una diferencia de 10,905 g/m³, esta disimilitud se puede deber a la eficiencia de los procesos que ocurren en el reactor y el decantador.

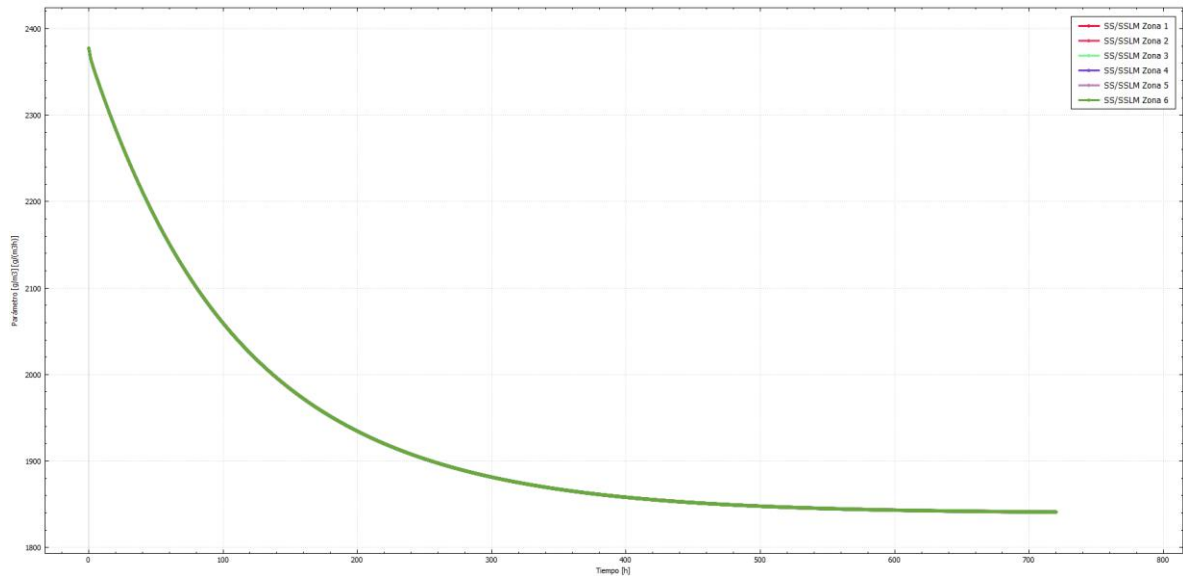
Tabla 20 Concentración SST Afluente y efluente Escenario 2

SST AFLUENTE	SST EFLUENTE	REMOCIÓN
104,969 g/m ³	14,095 g/m ³	86,573%

Fuente: Software Lynx ASM1

En la Figura 46 se observa la concentración de SSLM que se presenta en cada reactor biológico.

Figura 46 SSLM en reactor biológico Escenario 2



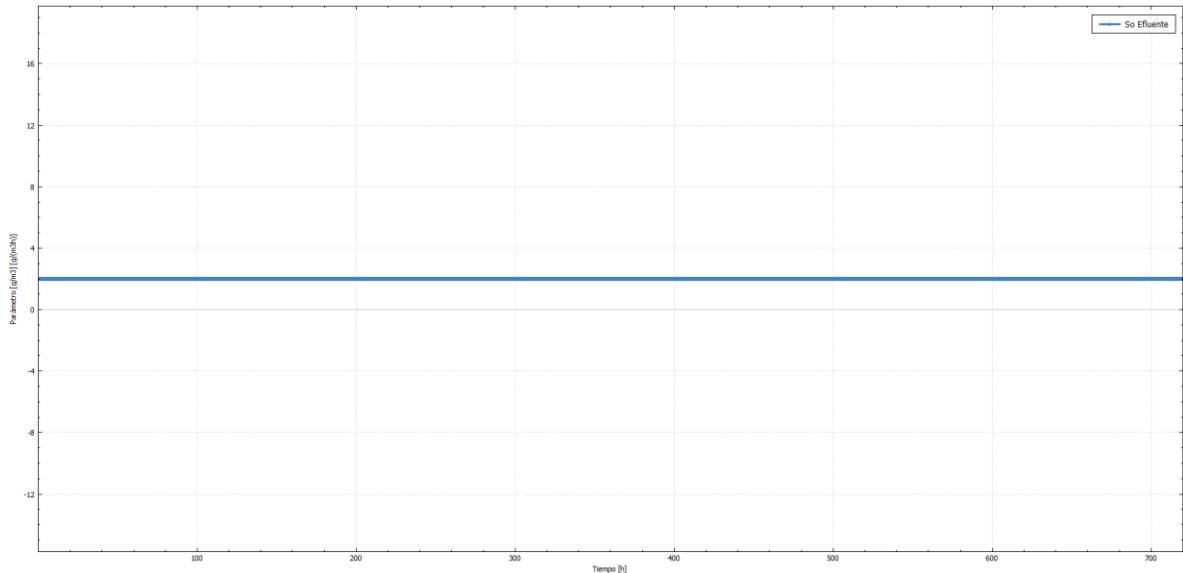
Fuente: Software Lynx ASM1

Los SSLM variaran durante toda la simulación, iniciando con un valor de 2377,5 g/m³, y a partir del día 29, la concentración de SSLM se mantiene constante con un valor de 2818,913 g/m³ hasta finalizar la simulación. Comparando el valor de diseño de la ((CAR) 2016) con los datos arrojados por la simulación se observa que existe una diferencia de concentración que variará desde los 422,5 mg/l inicialmente hasta 18,913 mg/l una vez finalizada la simulación. La variación de los SSLM en el tanque depende del caudal purgado empleado.

Oxígeno disuelto (S_o)

Al igual que el escenario 1, la modelación del escenario 2 es estacionaria con inyección de O_2 a los reactores biológicos constante (Ver figura 47). El S_o establecido fue de 2 g/m^3 .

Figura 47 Oxígeno disuelto S_o efluente Escenario 2



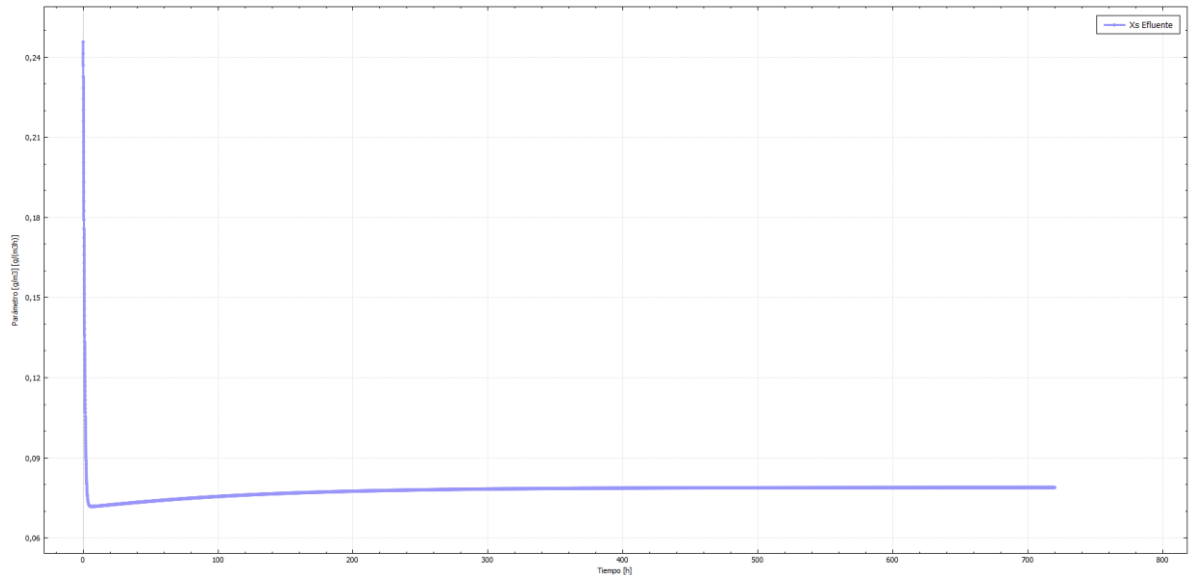
Fuente: Software Lynx ASM1

Análisis fraccionamiento de DQO

- Sustrato soluble biodegradable (S_s)

El S_s sufrió un decaimiento en el sistema, inicio con una concentración en el afluente de $63,207 \text{ g/m}^3$ y finaliza con una concentración en efluente de $2,686 \text{ g/m}^3$. Esta disminución de sustrato se debe a que el S_s es aprovechado como alimento por la biomasa heterótrofa. En la figura 48, se presenta el comportamiento que tiene el S_s en el efluente, en donde la concentración se estabilizara con un valor de $2,686 \text{ g/m}^3$ al cabo de 29 días.

Figura 48 Sustrato soluble biodegradable (S_S) efluente Escenario 2

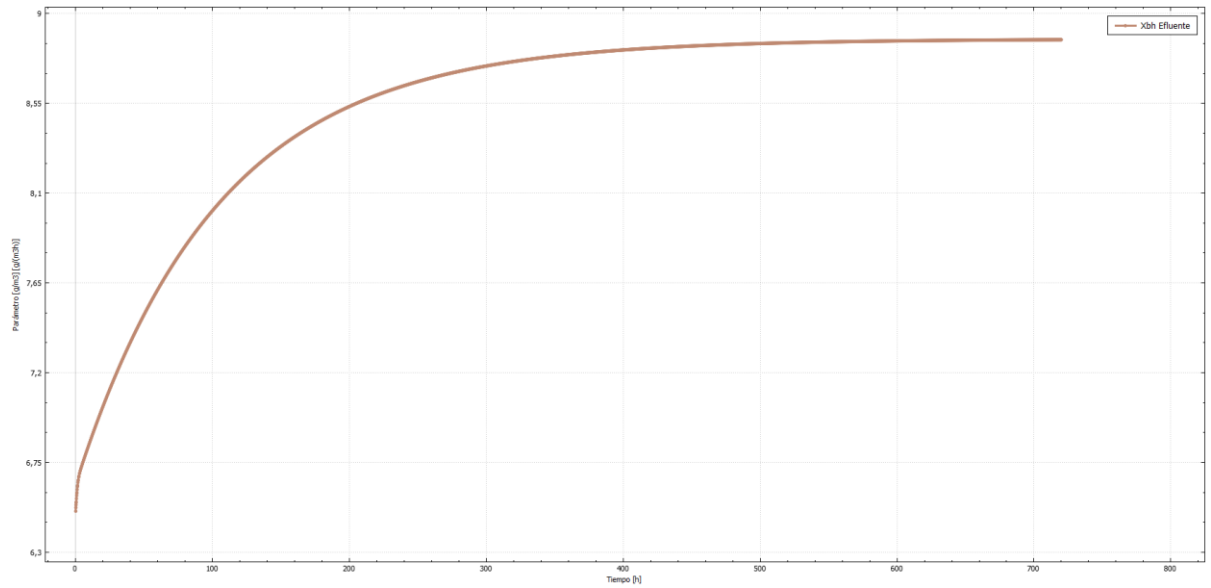


Fuente: Software Lynx ASM1

- Biomasa heterótrofa (X_{BH})

La biomasa heterótrofa tuvo un crecimiento en su concentración. Inicio con un valor de 0 g/m^3 ya que para el fraccionamiento de DQO no se considera esta fracción tal cual como lo indica (Vázquez-Mejía et al. 2013), y finaliza con una concentración en el efluente de $8,869 \text{ g/m}^3$. El aumento se debe a que la X_{BH} usa el S_S y el S_O para su crecimiento en condiciones aerobias. La concentración de X_{BH} se estabiliza en el efluente a los 28 días con un valor de 8.868 g/m^3 (Ver Figura 49). En el reactor biológico la X_{BH} crece, iniciando con un valor de 1300 g/m^3 y los 30 días se obtiene una concentración de $1773,799 \text{ g/m}^3$.

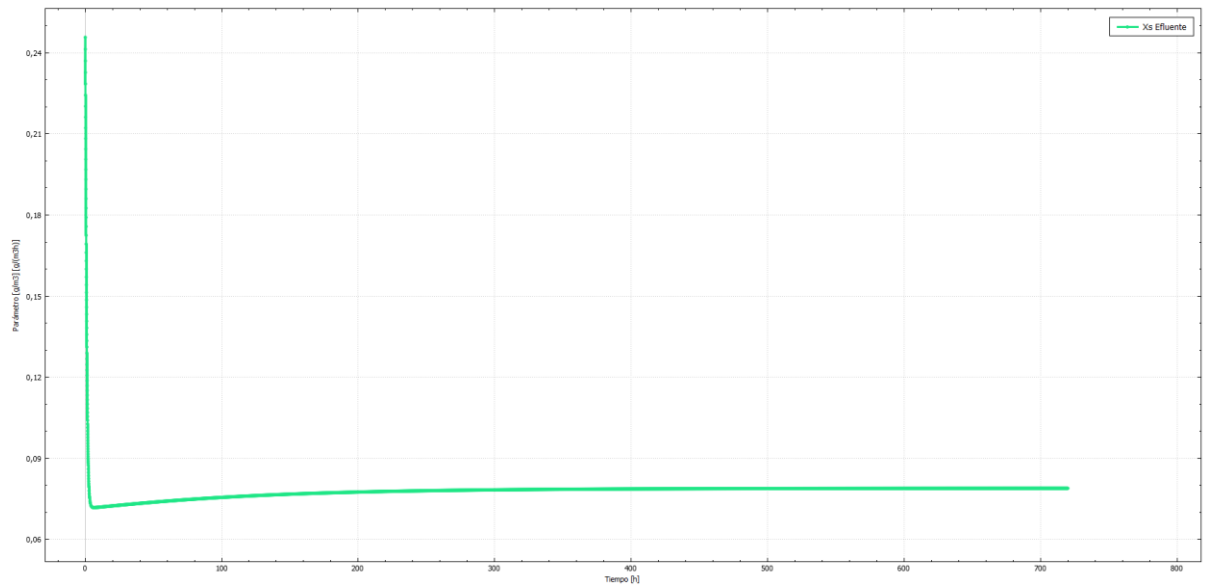
Figura 49 Biomasa heterótrofa (X_{BH}) efluente Escenario 2



Fuente: Software Lynx ASM1

- Sustrato particulado lentamente biodegradable (X_S)

Figura 50 Sustrato particulado lentamente biodegradable (X_S) efluente Escenario 2



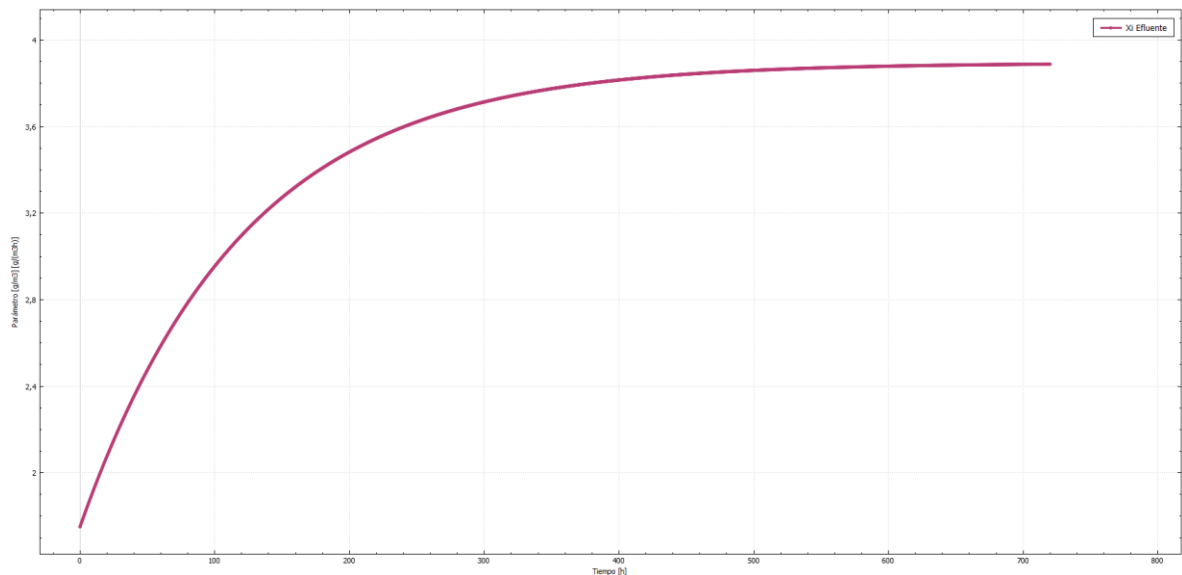
Fuente: Software Lynx ASM1

El X_S sufrió una disminución en su concentración de igual modo que el escenario 1. Inicio con una carga de $101,583 \text{ g/m}^3$ en el afluente y al cabo de 30 días su concentración en el efluente fue de $0,079 \text{ g/m}^3$. Debiéndose al proceso de hidrólisis que sufre el X_S , para su conversión en S_S . La concentración de X_S en el efluente se estabilizo al cabo de 14,5 días con un valor de $0,079 \text{ g/m}^3$ (Ver Figura 50).

- Sustrato particulado inerte X_i

El X_i sufrió un aumento de su concentración en cada reactor, pasando de 350 g/m^3 a $1292,921 \text{ g/m}^3$ una vez transcurrido los 30 días de simulación (Ver Figura 49). El aumento se debe al proceso de Lisis, del mismo modo que sucede en el escenario 1. En la figura 51 se observa que en el efluente la concentración de X_i se estabiliza al cabo de 29 con una concentración de $6,465 \text{ g/m}^3$, sufriendo una remoción de $83,154\%$ respecto a su valor inicial en el afluente de $38,376$.

Figura 51 Sustrato particulado inerte (X_i) zona 1 y 2 Escenario 2



Fuente: Software Lynx ASM1

12.3 Resumen de resultados

Para la obtención de los resultados simulados, fue necesario calibrar el modelo en el software, lo cual básicamente, es la realización de varias pruebas y ajustes en las diferentes variables, con el objetivo que los datos obtenidos en la primera modelación se acerquen a los datos reales de calidad del agua.

Para realizar esta calibración, se evidencia que los datos correspondientes al fraccionamiento de DQO, temperatura y porcentaje de recirculación de lodo biológico (RAS), son las variables de mayor influencia en el proceso.

Los datos obtenidos luego de realizar las simulaciones de los dos escenarios modelados son aproximadas a los datos de efluente reales, en la Tabla 21, se resumen las concentraciones del efluente para los escenarios.

Tabla 21 Comparación de parámetros de remoción escenarios vs valores reales en afluente y efluente

PARAMETRO REMOCIÓN	AFLUENTE PTAR FASE II	EFLUENTE PTAR FASE II	EFLUENTE (ESCENARIO 1)	EFLUENTE (ESCENARIO 2)
DQO (g/m ³)	225,740	40,000	44,171	44,052
DBO (g/m ³)	135.4,000	20,000	17,668	17,621
SST (g/m ³)	104,969	15,000	14,172	14,095

Fuente: Propia

De igual forma, la calibración realizada para cada modelación cumple con los requerimientos contractuales establecidos por ((CAR) 2016), en la Tabla 22, se resumen los resultados obtenidos.

Tabla 22 Comparación de parámetros de remoción escenarios vs valores contrato en afluente y efluente

PARAMETRO REMOCIÓN	AFLUENTE	EFLUENTE (CONTRATO)	EFLUENTE (ESCENARIO 1)	EFLUENTE (ESCENARIO 2)
DBO (g/m ³)	135.4,000	28,000	17,668	17,052
SST (g/m ³)	104,969	25,000	14,172	14,095

Fuente: Propia

13. CONCLUSIONES

Al comparar los resultados obtenidos de DQO, DBO y SST de los dos escenarios, modelados, con las concentraciones de entrada descritas en la información recopilada de la PTAR Salitre, se concluye que las calibraciones realizadas en el software Lynx ASM1 fueron exitosas.

El Escenario 1, que se asemeja a las condiciones de funcionamiento del proceso en la actualidad, permite establecer un porcentaje de remoción simulado del 80,43% frente a un 82% de remoción actual del proceso.

En el Escenario 2, que se contempla el incremento del caudal a tratar a 7 m³/s, siendo el caudal de diseño, se estima que el porcentaje de eficiencia teórico del proceso será de 80,48%.

Con el desarrollo de la investigación se concluyó que la caracterización de factores como el fraccionamiento del DQO, el oxígeno disuelto, la temperatura y concentración por saturación, son parámetros esenciales para el proceso de lodos activados y definirlos de acuerdo con las condiciones reales de funcionamiento, permiten obtener resultados de las simulaciones más cercanos a la realidad.

La recirculación y purga afectan de forma directa en las concentraciones de SST en el efluente y de SSLM en el reactor, ya que, a mayor recirculación y purga de lodos, las concentraciones de SST y SSLM disminuyen, y a menor recirculación y purga de lodos, mayor cantidad de SST y SSLM. De acuerdo con el proceso de calibración desarrollado, se estableció que una proporción del 70% del caudal de entrada como caudal de recirculación, permite conservar las concentraciones en el reactor, lo cual da como resultado que la salida del proceso se conserve dentro de los parámetros fisicoquímicos requeridos.

El fraccionamiento de DQO influirá en las condiciones que se presenten en el reactor biológico, y por ende en las concentraciones finales en el DQO. Valores escasos de S_s representaran una disminución en la velocidad de generación de X_{BH} , esto conllevaría a que haya poca biomasa heterótrofa en el reactor y al morir no generar la X_s sufriente para hidrolizar, de modo que esta última no se convertirá en X_s .

14. RECOMENDACIONES

Una de las primeras proyecciones a futuro que se proponen, consiste en desarrollar una descripción detallada del fraccionamiento de DQO, para la caracterización de aguas residuales en Bogotá, es a través de pruebas físico químicas y respirométricas, con el propósito de elaborar simulaciones futuras con parámetros más cercanos a las características del agua residual.

Adicionalmente, se podría implementar simulaciones en otro tipo de software como WEST, que permiten la interacción de un mayor número de variables, que permiten caracterizar el proceso de tratamiento por lodos activados.

Finalmente, se podría continuar con la actual investigación realizando una modelación de la línea de lodos de la PTAR Salitre, con el fin de verificar las condiciones de tratamiento del lodo de desecho biológico, producido tras el proceso de lodos activados

15. BIBLIOGRAFÍA

- (CAR), C.A.R.D.C., 2016a. *DA_PROCESO_13-6-2479_000000000_20551311 Seccion I.pdf*. 2016. Bogotá D.C: s.n.
- (CAR), C.A.R.D.C., 2016b. *DA_PROCESO_13-6-2479_000000000_20551416 Seccion IV.pdf*. 2016. S.l.: s.n.
- (CAR), C.A.R.D.C., 2016c. *DA_PROCESO_13-6-2479_000000000_20551563 Seccion V.pdf*. 2016. S.l.: s.n.
- ACUAEDUCTO, 2021. Informe Mensual De Actividades Febrero Contenido. [en línea]. [Consulta: 1 mayo 2020]. Disponible en: https://www.acueducto.com.co/wps/html/resources/2019L/PTAR/INFORME_FINAL_FEBRERO_2019.pdf.
- ACUEDUCTO, A. y A. de B., 2019. El agua. [en línea]. [Consulta: 25 mayo 2020]. Disponible en: https://www.acueducto.com.co/wps/portal/EAB2/Home/ambiente/agua/informacion-basica/!ut/p/z1/04_Sj9CPykssy0xPLMnMz0vMAfljo8zizQKdDQwtDIz8DEyMnA0CgwOcgvxDnT0MTQ30w8EKDFCAo4FTkJGTsYGBu7-RfhTp-pFNIk4_HgVR-l0P149CtcLCzdTSIDDQKNA40CDU0j_IFF0BqhW-ZuZQBfjCgJArCnJ.
- ARRIETA, J., 2011. Diseño de las condiciones óptimas de funcionamiento y tratamiento del residuo de la Planta de Lodos Activados del Instituto Tecnológico de. [en línea], pp. 94. Disponible en: http://bibliodigital.itcr.ac.cr/xmlui/bitstream/handle/2238/3019/Informe_final.pdf?sequence=1.
- BANCO INTERAMERICANO DE DESARROLLO, 2020. MARCO SECTORIAL | BID. [en línea]. [Consulta: 15 octubre 2020]. Disponible en: <https://www.iadb.org/es/sectores/agua-y-saneamiento/marco-sectorial>.
- BELALCÁZAR, B.A. y CERVANTES, J.C., 2020. *UNIVERSIDAD POLITÉCNICA SALESIANA SEDE QUITO CARRERA: INGENIERÍA AMBIENTAL* [en línea]. 2020. S.l.: s.n. [Consulta: 6 septiembre 2020]. Disponible en: <http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/18603>.
- BOHÓRQUEZ SOLER, J.F. y CASTAÑEDA CASTAÑEDA, J.F., 2018. EVALUACIÓN Y MODELAMIENTO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DEL MUNICIPIO COGUA MEDIANTE EL SOFTWARE LYNX ASM1. [en línea]. S.l.: [Consulta: 6 septiembre 2020]. Disponible en: <http://worldcat.org/identities/nc->.
- BUITRAGO, G., OTÁLVARO, Á.M. y DUARTE, P.G., 2013. Evaluation of oxygen transfer in a conventional bioreactor with external aerator. [en línea], vol. XV, no. 2, pp. 106-114. Disponible en: <http://www.scielo.org.co/pdf/biote/v15n2/v15n2a13.pdf>.
- CAF, 2016. Caf Y Su Apoyo Al Tratamiento De Aguas Residuales En América Latina. *Agua para el Desarrollo* [en línea]. [Consulta: 10 mayo 2021]. Disponible en: <https://scioteca.caf.com/handle/123456789/901>.

- CARRILLO, F.J.C., VÁZQUEZ, C.M.L., GARCÍA, H.A. y MÉNDEZ, G.B., 2017. *Tratamiento biológico de aguas residuales : Principios, modelación y diseño* [en línea]. S.l.: IWA Publishing. ISBN 9781780409146. Disponible en: <http://iwaponline.com/ebooks/book-pdf/248403/wio9781780409146.pdf>.
- COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA, M., 2014. *Manual de Agua Potable , Alcantarillado y Saneamiento Manual de agua potable , (MAPAS) Aguas Residuales Municipales : Lagunas de*. México D.F: s.n. ISBN 9786076260043.
- DELGADO CASTELLANO, A.M. y SÁNCHEZ SANDOVAL, J.N., 2016. Modelamiento de la planta de tratamiento de aguas residuales Salitre mediante el software WEST®. [en línea]. S.l.: [Consulta: 6 septiembre 2020]. Disponible en: <https://repositorio.uniandes.edu.co/bitstream/handle/1992/18602/u722613.pdf?sequence=1>.
- DÍAZ, C., CHEIKH FALL, EMMANUELLE QUENTIN, MA. DEL CARMEN JIMÉNEZ MA. VICENTA ESTELLER, SOFÍA E. GARRIDO, CARLOS LÓPEZ y DAURY GARCÍA, 2003. *Agua potable para comunidades rurales, reuso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas*. Primera. México D.F: Díaz, Carlos Cheikh Fall Emmanuelle Quentin Ma. del Carmen Jiménez Ma. Vicenta Esteller Sofía E. Garrido Carlos López Daury García.
- DNP, D.N. de P., 2019. La Agenda 2030 en Colombia - Objetivos de Desarrollo Sostenible. [en línea]. [Consulta: 25 octubre 2020]. Disponible en: <https://www.ods.gov.co/es/data-explorer?state=%7B%22goal%22%3A%226%22%2C%22indicator%22%3A%226.3.1.P%22%2C%22dimension%22%3A%22COUNTRY%22%2C%22view%22%3A%22line%22%7D>.
- EAAB-ESP, 2021. PTAR Salitre. [en línea]. [Consulta: 5 abril 2020]. Disponible en: <https://www.acueducto.com.co/wps/portal/EAB2/Home/ambiente/saneamiento/rio-bogota/ptar-salitre/>.
- ESPINOSA-RODRÍGUEZ, M.A. y FALL, C., 2015. *Optimization de la producción de lodos en un sistema de lodos activados a través de la calibración del modelo ASM1* [en línea]. 2015. S.l.: Elsevier. [Consulta: 14 abril 2021]. Disponible en: [http://dx.doi.org/10.1016/S1405-7743\(15\)72110-4](http://dx.doi.org/10.1016/S1405-7743(15)72110-4).
- GERNAEY, K. V., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HENZE, M., LIND, M. y JØRGENSEN, S.B., 2004. Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: State of the art. *Environmental Modelling and Software*, vol. 19, no. 9, pp. 763-783. ISSN 13648152. DOI 10.1016/j.envsoft.2003.03.005.
- GRAY, N.F., 2010. *Water; Technology; An introduction for Environmental Scientists and Engineers*. S.l.: s.n. ISBN 0-340-67645-0.
- JEYANAYAGAM, S., 2006. Design and Operation of Final Clarifiers. *Water Resources*, no. January, pp. 35-39.
- LLODRA RONZANO, E. y BAQUEIRO DAPENA, J.L., 2002. *TRATAMIENTO BIOLOGICO AGUAS RESIDUALES EDUARDO R- JOSE D (Recuperado).pdf*. S.l.: s.n.
- LYNX SIMULATIONS, 2020. Lynx Simulations. Simulacion numérica . [en línea].

- [Consulta: 25 octubre 2020]. Disponible en: <https://lynxsimulations.com/es/#>.
- MAKINIA, J., 2010. Mathematical modelling and computer simulation of... - Google Académico. *IWA, Publishing* [en línea]. [Consulta: 6 septiembre 2020]. Disponible en: https://scholar.google.es/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=Mathematical+modelling+and+computer+simulation+of+activated+sludge+systems&btnG=.
- MARÍN, A. y OSÉS, M., 2013. Operación y mantenimiento de plantas de tratamiento de aguas residuales con el proceso de lodos activados. *Comisión estatal de agua de Jalisco*, vol. 1, pp. 465.
- ONU, N.U.O. de D.S., 2020. Agua y saneamiento – Desarrollo Sostenible. [en línea]. [Consulta: 25 octubre 2020]. Disponible en: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/water-and-sanitation/>.
- ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD, 2019. Agua. [en línea]. [Consulta: 25 octubre 2020]. Disponible en: <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>.
- PETERSEN, B., GERNAEY, K., HENZE, M. y VANROLLEGHEM, P.A., 2002. Evaluation of an ASM1 model calibration procedure on a municipal-industrial wastewater treatment plant. *Journal of Hydroinformatics*, vol. 4, no. 1, pp. 15-38. ISSN 14651734. DOI 10.2166/hydro.2002.0003.
- PTAR SALITRE, 2021. Ampliación y optimización de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales, PTAR Salitre Fase II. [en línea]. [Consulta: 1 abril 2020]. Disponible en: <https://ptarsalitre.com.co/#avance>.
- REVILLA, M., GALÁN, B. y VIGURI, J.R., 2018. Analysis of simulation tools and optimization of the operational conditions for biofilm activated sludge industrial process. *International Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 15, no. 12, pp. 2499-2510. ISSN 17352630. DOI 10.1007/s13762-017-1626-2.
- RODRÍGUEZ PIMENTEL, H., 2017. Las aguas residuales y sus efectos contaminantes | iAgua. [en línea]. [Consulta: 25 octubre 2020]. Disponible en: <https://www.iagua.es/blogs/hector-rodriguez-pimentel/aguas-residuales-y-efectos-contaminantes>.
- ROJAS, J., 2000. *Tratamiento de aguas residuales: Teoría y principios de diseño*. Primera. Bogotá D.C: Escuela Colombiana de Ingenieros. ISBN 958-8060-13-3.
- ROOHIAN, H. y MEHRANBOD, N., 2017. Investigation of bio-augmentation of overloaded activated sludge plant operation by computer simulation. *Computers and Chemical Engineering* [en línea], vol. 104, pp. 11-24. ISSN 00981354. DOI 10.1016/j.compchemeng.2017.04.004. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.compchemeng.2017.04.004>.
- RUIZ, 2014. *Modelado y simulación de sistemas de depuración biológica de aguas residuales urbanas mediante biorreactores de membrana (MBR)*. S.l.: s.n. ISBN 9788490830420.
- SÁNCHEZ, F., REY, H., VIEDMA, A., NICOLÁS-PÉREZ, F., KAISER, A.S. y MARTÍNEZ, M., 2018. CFD simulation of fluid dynamic and biokinetic processes within activated sludge reactors under intermittent aeration regime. *Water Research*, vol. 139, pp. 47-57. ISSN 18792448. DOI

- 10.1016/j.watres.2018.03.067.
- SUÁREZ, A.J.J., 2000. Tema Modelación Dinámica de Fangos activos ASM1 - IWA. , pp. 1-28.
- VALLEJO, A. y CASAS, E., 2018. *Análisis operativo del proceso de remoción de materia orgánica por lodos activados de la planta de tratamiento de aguas residuales de la Universidad Militar Nueva Granada – Campus Cajicá utilizando el software libre ASM1* [en línea]. S.l.: s.n. [Consulta: 6 septiembre 2020]. Disponible en: <https://repository.ucatolica.edu.co/handle/10983/22537>.
- VANEGAS LOAIZA, A., 2018. Solamente 48,2% de los municipios cuentan con plantas de tratamiento de aguas residuales. *La República* [en línea]. [Consulta: 25 diciembre 2020]. Disponible en: <https://www.larepublica.co/infraestructura/solamente-482-de-los-municipios-cuentan-con-plantas-de-tratamiento-de-aguas-residuales-2611155>.
- VÁZQUEZ-MEJÍA, G., ORTEGA-AGUILAR, R.E., ESPARZA-SOTO, M. y FALL, C., 2013. Fraccionamiento de DQO del agua residual de Toluca por el protocolo STOWA. *Tecnología y Ciencias del Agua*, vol. 4, no. 2, pp. 21-35. ISSN 20072422.
- VIESSMAN, JR, W., HAMMER, M.J., PEREZ, E.M. y CHADIK, P.A., 2009. *Water supply and pollution control*. Octava edi. Ney Jersey: Person. ISBN 13:978-0-13606828-0.
- VILANOVA, R., SANTÍN, I. y PEDRET, C., 2017. Control y Operación de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales: Modelado y Simulación. *polipapers.upv.es* [en línea], [Consulta: 6 septiembre 2020]. DOI 10.1016/j.riai.2017.05.004. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.riai.2017.05.004> Disponible en www.sciencedirect.com.
- VITANZA, R., COLUSSI, I., CORTESI, A. y GALLO, V., 2016. Implementing a respirometry-based model into BioWin software to simulate wastewater treatment plant operations. *Journal of Water Process Engineering* [en línea], vol. 9, pp. 267-275. ISSN 22147144. DOI 10.1016/j.jwpe.2015.02.007. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2015.02.007>.
- VIVEKANANDAN, B. y RAO, A.S., 2017. Estimation of Yield, Growth Rate, Decay Rate, and Half-Saturation Coefficients of ASM1 Model Parameters. *International Journal of Environmental Research*, vol. 11, no. 4, pp. 415-423. ISSN 17356865. DOI 10.1007/s41742-017-0037-z.
- WU, X., YANG, Y., WU, G., MAO, J. y ZHOU, T., 2016. Simulation and optimization of a coking wastewater biological treatment process by activated sludge models (ASM). *Journal of Environmental Management* [en línea], vol. 165, pp. 235-242. ISSN 10958630. DOI 10.1016/j.jenvman.2015.09.041. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.041>.